

**Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen
an einem Tieflandfluss**

-

Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades

Dr. rer. nat.

der Fakultät für Biologie

an der

Universität Duisburg-Essen

vorgelegt von

Andreas Schattmann

aus Kevelaer

28.10.2013

Die der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Untersuchungen wurden in der Abteilung Aquatische Ökologie der Fakultät Biologie an der Universität Duisburg-Essen durchgeführt.

1. Gutachter: Prof. Dr. Daniel Hering

2. Gutachter: Prof. Dr. André Niemann

Vorsitzender des Prüfungsausschusses: Prof. Dr. Bernd Sures

Tag der mündlichen Prüfung: 28.04.2014

Für Johanna

Danksagung

Mein ganz besonderer Dank gilt meinem Betreuer Prof. Dr. Daniel Hering. Ohne seine Geduld, seine Fähigkeit zu motivieren und seine wertvollen Anregungen wäre es nicht möglich gewesen, die Dissertation nebenberuflich fertig zu stellen.

Von ganzem Herzen möchte ich mich bei meiner Tochter Johanna, meiner Familie und meinen Freunden bedanken, die immer wieder sehr geduldig mit mir waren und meine zeitlichen Einschränkungen hinnehmen mussten.

Mein Dank gilt auch Wolfgang Kerstan und Gregor Stanislawski vom Ingenieur- und Planungsbüro LANGE GbR für die Phasen zeitlicher Freistellung vom Bürodienst, die für die Bearbeitung sehr wichtig waren.

Bei der Arbeitsgruppe möchte ich mich bedanken für den Informationsaustausch, die Diskussion und Anregungen. Besonders möchte ich Kathrin Januschke danken für die Bestimmung der Laufkäfer, den fachlichen Austausch und die Anregungen zum Textteil der Uferfauna. Bei Dr. Armin Lorenz möchte ich mich für die fachlichen Anregungen und die taxonomische Überprüfung von Organismen des Makrozoobenthos bedanken. Dr. Marta von Bertrab danke ich für die Bestimmung von Makrozoobenthosproben. Brigitta Eiseler möchte ich ganz herzlich für die taxonomische Überprüfung einiger Organismen des Makrozoobenthos danken. Christoph Oppermann danke ich für die Nachbestimmung einzelne Exemplare der Laufkäfer. Für die Bestimmung der Spinnen bin ich Dr. Martin Kreuels außerordentlich dankbar. Ohne diese wichtige Datengrundlage hätten keine Auswertungen zur Gruppe der Spinnen durchgeführt werden können.

Jörg Kaminski danke ich recht herzlich für die Durchführung der chemischen Analytik.

Bei Michael Jandewerth bedanke ich mich für die Erstellung eines Excel-Makros zur automatisierten Erstellung von Tabellen. Thomas Hanenberg, Marcel Leuker und Stefanie Ritz bin ich für die Datenaufbereitung sehr dankbar. Bernhard Berns, Oliver Jentzsch und Nadine Wetzels danke ich für die Unterstützung bei den Geländeaufnahmen. Sigrun Wirth, Dieter Koch und Wolfgang Hebben möchte ich für Durchsicht des Manuskripts und die wertvollen Anregungen danken. Meinen Kollegen Angela Ernst und Thomas Finke bin ich für die Unterstützung bei den Analysen raumbezogener Daten zum Makrozoobenthos sowie deren Darstellung dankbar. Das gilt auch für Simone Köhnen und Regina Porcu, die Abbildungen zu den Untersuchungsabschnitten erstellt haben, und für Svea Mohr für die Unterstützung bei der Formatierung des Manuskripts.

Dem Niersverband (Dr. Dreyer) und dem LANUV danke ich für die Bereitstellung von Daten zum Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Glossar

1	Einführung	1
2	Ziele der Untersuchung	7
3	Das Einzugsgebiet der Niers	13
3.1	Grundlagen	13
3.2	Landnutzung und Morphologie	14
3.3	Stoffliche Belastungen	16
3.4	Ökologischer Zustand	20
4	Übersicht der Untersuchungen	22
4.1	Abschnitte	22
4.2	Untersuchungsdesign	29
5	Hydromorphologie im Vergleich renaturiert - degradiert	35
5.1	Einführung	35
5.2	Material und Methoden	40
5.2.1	Hydromorphologische Aufnahmen	40
5.2.2	Datenanalysen	40
5.3	Ergebnisse	45
5.3.1	Makro-Ebene	45
5.3.2	Meso-Ebene	48
5.3.3	Mikro-Ebene	54
5.4	Diskussion	60
5.4.1	Hydromorphologische Wirksamkeit	60
5.4.2	Metrics zur Bewertung der hydromorphologischen Wirkungen	70
5.5	Folgerungen und Bedeutung	71
6	Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert	74
6.1	Einführung	74
6.2	Material und Methoden	77
6.2.1	Makrozoobenthos-Probenahme und Datenaufbereitung	78
6.2.2	Datenanalysen Makrozoobenthos	79
6.3	Ergebnisse	85
6.3.1	Ökologischer Zustand	87
6.3.2	Ähnlichkeiten	90
6.3.3	Taxazahlen und Abundanzen	90
6.3.4	Positive und negative Fließgewässertaxa	92
6.3.5	Vergleich von Taxa und Metrics auf Grundlage aller untersuchten Substrate	93

6.3.6	Vergleich von Taxa und Metrics auf Grundlage der gemeinsamen Substrate...	114
6.4	Diskussion	129
6.4.1	Ökologische Wirksamkeit	129
6.4.2	Metriceignung als Indikatoren für die ökologischen Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen.....	139
6.5	Folgerungen und Bedeutung	141
7	Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen	146
7.1	Einführung	146
7.2	Material und Methoden	148
7.2.1	Makrozoobenthos-Probenahme	148
7.2.2	Datenanalysen	149
7.3	Ergebnisse	150
7.3.1	Substratspezifische Lebensgemeinschaften.....	150
7.3.2	Substratspezifische Lebensgemeinschaften im Vergleich renaturiert -degradiert	163
7.4	Diskussion	190
7.5	Folgerungen und Bedeutung	194
8	Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert	198
8.1	Einführung	198
8.2	Material und Methoden	202
8.2.1	Erfassung und Datenaufbereitung	202
8.2.2	Datenanalyse	204
8.3	Ergebnisse Laufkäfer.....	209
8.3.1	Ähnlichkeiten.....	210
8.3.2	Vergleich der degradierten und renaturierten Abschnitte anhand von Metrics ..	211
8.4	Ergebnisse Spinnen.....	220
8.4.1	Ähnlichkeiten.....	221
8.4.2	Vergleich der degradierten und renaturierten Abschnitte anhand von Metrics ..	222
8.5	Diskussion	229
8.6	Folgerungen und Bedeutung	235
9	Analyse der Arten- und Besiedlungspotenziale im Einzugsgebiet der Niers am Beispiel des Makrozoobenthos	239
9.1	Einführung	239
9.2	Material und Methoden	241
9.3	Ergebnisse	243
9.4	Diskussion	253
9.5	Folgerungen und Bedeutung	258
10	Ergebniszusammenfassung und Folgerungen	261
11	Zusammenfassung.....	272
12	Literaturhinweise.....	286
13	Anhang.....	308

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1:	Gewässerkundliche Hauptwerte für die Pegel Goch, Weeze und Oedt (LUA, 2004)	14
Tab. 3.2:	Anteile der Gewässerstrukturklassen im Einzugsgebiet oberhalb und unterhalb der untersuchten Abschnitte (Daten: LANUV 2010)	15
Tab. 3.3:	Messwerte für ausgewählte ACP-Parameter an der Messstelle Wachtendonk (Daten: NIERSSVERBAND 2008 a, Orientierungswerte aus MUNLV 2009 d)	18
Tab. 3.4:	Messwerte für ausgewählte ACP-Parameter an der Messstelle Schloss Haag (Daten: NIERSSVERBAND 2008 a, Orientierungswerte aus MUNLV 2009 d)	18
Tab. 4.1:	Übersicht über die Transekte, Messpunkte und Längen der untersuchten Abschnitte	29
Tab. 4.2:	Übersicht über die Abschnitte, Untersuchungszeitpunkte und betrachteten Einflussfaktoren bei der Hydromorphologie	30
Tab. 4.3:	Räumliche Betrachtungsebenen und Datenebenen beim Makrozoobenthos	32
Tab. 4.4:	Übersicht über die Abschnitte, Untersuchungszeitpunkte und betrachteten Einflussfaktoren beim Makrozoobenthos	33
Tab. 4.5:	Übersicht über die Abschnitte, Untersuchungszeitpunkte und betrachteten Einflussfaktoren bei der Uferfauna	34
Tab. 5.1:	Parameter und jeweilige Ausprägungen für die Ermittlung der Habitatvielfalt	42
Tab. 5.2:	Übersicht über die erhobenen hydromorphologischen Parameter und Metrics, die erwartete Reaktion, Orientierungswerte und ökologische Bedeutung	43
Tab. 5.3:	Ergebnisse der hydromorphologischen Metrics auf Makroebene für die untersuchten Abschnitte	46
Tab. 5.4:	Signifikante Reaktionen der hydromorphologischen Metrics auf Makroebene für die betrachteten Einflussfaktoren nach Mann-Whitney-U-Test	47
Tab. 5.5:	Ergebnisse der hydromorphologischen Metrics auf Mesoebene für die untersuchten Abschnitte	48
Tab. 5.6:	Übersicht über die Art und die Anzahl der erfassten Sohl- und Uferstrukturen	51
Tab. 5.7:	Differenzierung der Auenstrukturen anhand morphologischer und hydrologischer Kriterien; Kriterium Auenvegetation zur weiteren Differenzierung	52
Tab. 5.8:	Signifikante Reaktionen der hydromorphologischen Metrics auf Mesoebene für die betrachteten Einflussfaktoren	53

Tab. 5.9:	Ergebnisse der hydromorphologischen Metrics auf Mikroebene für die untersuchten Abschnitte.....	54
Tab. 5.10:	Substratanteile in den untersuchten Abschnitten.....	56
Tab. 5.11:	Signifikante Reaktionen der hydromorphologischen Metrics auf Mikroebene für die betrachteten Einflussfaktoren.....	58
Tab. 5.12:	Empfehlungen zur Optimierung verbleibender bzw. Vermeidung künftiger hydromorphologischer Defizite	67
Tab. 6.1:	Übersicht über die Metricgruppen des Makrozoobenthos und die zu erwartende Metricreaktion	81
Tab. 6.2:	Ausgewählte Parameter der Makrozoobenthosbiozönosen in den untersuchten Abschnitten.....	86
Tab. 6.3:	Ergebnisse der ökologischen Zustandsbewertung für den Typ 12 mit PERLODES/ ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008).....	88
Tab. 6.4:	Ergebnisse der ökologischen Zustandsbewertung für den Typ 15 mit PERLODES/ ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008).....	89
Tab. 6.5:	Übersicht der Renkonen-Indices für die Abschnittskombinationen	90
Tab. 6.6:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen nach ANOVA in den untersuchten Abschnitten auf Basis aller Substrate	95
Tab. 6.7:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden nach Mann-Whitney-U-Test für die betrachteten Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate	97
Tab. 6.8:	Entwicklung der Häufigkeiten der Makrozoobenthostaxa bezogen auf die Einflussfaktoren.....	99
Tab. 6.9:	Übersicht über die Anzahl der reagierenden Makrozoobenthostaxa und die Bewertung ihrer Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: alle Substrate)	101
Tab. 6.10:	Kandidatentaxa des Makrozoobenthos als Indikatoren für die Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate	102
Tab. 6.11:	Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden nach ANOVA zwischen den untersuchten Abschnitten auf Basis aller Substrate	103
Tab. 6.12:	Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden nach Mann-Whitney-U-Test für die betrachteten Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate	105
Tab. 6.13:	Entwicklung der Metricausprägungen des Makrozoobenthos bezogen auf die Einflussfaktoren	110

Tab. 6.14: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Metrics des Makrozoobenthos und die Bewertung der Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: alle Substrate)	112
Tab. 6.15: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos für die Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate	113
Tab. 6.16: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA, auf Basis der gemeinsamen Substrate	115
Tab. 6.17: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren nach Mann-Whitney-U-Test, auf Basis der gemeinsamen Substrate	117
Tab. 6.18: Entwicklung der Häufigkeiten der Makrozoobenthostaxa bezogen auf die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate	118
Tab. 6.19: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Makrozoobenthostaxa und die Bewertung der Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: gemeinsame Substrate)	119
Tab. 6.20: Kandidatentaxa des Makrozoobenthos für die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate	120
Tab. 6.21: Metrics mit signifikanten Unterschieden zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA, auf Basis der gemeinsamen Substrate	121
Tab. 6.22: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten für die betrachteten Einflussfaktoren nach Mann-Whitney-U-Test, auf Basis der gemeinsamen Substrate	122
Tab. 6.23: Entwicklung der MetriAusprägungen des Makrozoobenthos bezogen auf die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate	126
Tab. 6.24: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Metrics des Makrozoobenthos und die Bewertung der Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: gemeinsame Substrate)	127
Tab. 6.25: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos für die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate	128
Tab. 7.1: Übersicht der Renkonen'schen Zahlen für die Substratvergleiche	152
Tab. 7.2: Anzahl der positiven und negativen Fließgewässertaxa des Makrozoobenthos in den verschiedenen Substraten	153
Tab. 7.3: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden der Individuenzahlen zwischen den Substraten nach ANOVA und Mann-Whitney-U-Test, auf Basis aller Einzelproben pro Substrat	156

Tab. 7.4:	Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden zwischen den Substraten nach ANOVA und Mann-Whitney-U-Test, auf Basis aller Einzelproben pro Substrat.....	160
Tab. 7.5:	Übersicht der Renkonen`schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Kies	164
Tab. 7.6:	Übersicht der Renkonen`schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Sand.....	165
Tab. 7.7:	Übersicht der Renkonen`schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Makrophyten	165
Tab. 7.8:	Übersicht der Renkonen`schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Schlamm	166
Tab. 7.9:	Anzahl der positiven und negativen Fließgewässertaxa des Makrozoobenthos in den gemeinsamen Substraten im Abschnitts-Vergleich ...	167
Tab. 7.10:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen der Substrate zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA.....	169
Tab. 7.11:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Kies zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA	170
Tab. 7.12:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Makrophyten zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA	170
Tab. 7.13:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Sand zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA	171
Tab. 7.14:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Sand zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA	171
Tab. 7.15:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Kies zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test.....	172
Tab. 7.16:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Makrophyten zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test	173
Tab. 7.17:	Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Schlamm zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test.....	174

Tab. 7.18: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden in den Substraten zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA.....	175
Tab. 7.19: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Kies zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA.....	177
Tab. 7.20: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Makrophyten zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA	179
Tab. 7.21: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Sand zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA	180
Tab. 7.22: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Schlamm zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA.....	181
Tab. 7.23: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Kies zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test.....	182
Tab. 7.24: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Makrophyten zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test	184
Tab. 7.25: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Sand zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test.....	186
Tab. 7.26: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Schlamm zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test	187
Tab. 7.27: Übersicht über die Reaktionen der Metrics des Makrozoobenthos in den Substraten	188
Tab. 7.28: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos als Indikatoren für die Einflussfaktoren im Substrat Kies	190
Tab. 7.29: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos als Indikatoren für die Einflussfaktoren im Substrat Sand.....	190
Tab. 8.1: Zusammenfassende Übersicht über Charakteristika der Fallenstandorte, Expositionszeiten und erfasste Biotopstrukturen	204
Tab. 8.2: Übersicht über die Metricgruppen und Metrics für die Uferfauna und die zu erwartende Metricreaktion durch die Renaturierungen	207
Tab. 8.3: Ausprägung ausgewählter Metrics der Laufkäferbiozönosen in den Abschnitten auf Grundlage von Gesamtartenlisten.....	209
Tab. 8.4: Übersicht der Renkonen-Indices der Laufkäfer für die Abschnittskombinationen	211

Tab. 8.5:	Metrics der Laufkäfer mit signifikanten Unterschieden zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA.....	212
Tab. 8.6:	Metrics der Laufkäfer mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren, nach Mann-Whitney-U-Test	214
Tab. 8.7:	Entwicklung der Metrierausprägungen der Laufkäfer bezogen auf die Einflussfaktoren.....	216
Tab. 8.8:	Übersicht über die Anzahl der in den Einflussfaktoren reagierenden Metrics bei den Laufkäfern und die Bewertung der Reaktion.....	218
Tab. 8.9:	Kandidatenmetrics der Laufkäfer als Indikatoren für die Einflussfaktoren	219
Tab. 8.10:	Ausprägung ausgewählter Metrics der Spinnenbiozönosen in den Abschnitten auf Grundlage von Gesamtartenlisten.....	220
Tab. 8.11:	Übersicht der Renkonen-Indices für die Abschnittskombinationen	221
Tab. 8.12:	Metrics der Spinnen mit signifikanten Unterschieden zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA.....	223
Tab. 8.13:	Metrics der Spinnen mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren, nach Mann-Whitney-U-Test	224
Tab. 8.14:	Entwicklung der Metrierausprägungen der Spinnen bezogen auf die Einflussfaktoren.....	226
Tab. 8.15:	Übersicht über die Anzahl der in den Einflussfaktoren reagierenden Metrics bei den Spinnen und die Bewertung der Reaktion	228
Tab. 8.16:	Kandidatenmetrics der Spinnen als Indikatoren für die Einflussfaktoren.....	229
Tab. 9.1:	Übersicht über Messstellen im Nierseinzugsgebiet mit guter Bewertung des Moduls der allgemeinen Degradation	243
Tab. 9.2:	Artenpotenziale (Gütezeiger Deutscher Faunaindex Typ 11/12, Typ 15/17 sowie EPT-Taxa) im Umkreis von 5 km, 5 bis 10 km und 10 bis 20 km um die untersuchten Niersabschnitte in Geldern-Pont.....	247
Tab. 9.3:	Wesentliche Belastungen und Störfiler im Längsverlauf der Niers	249
Tab. 9.4:	Prognose der ökologischen Bewertung der untersuchten Abschnitte mit fünf zusätzlichen Gütezeigern aus dem Einzugsgebiet (<i>Heptagenia flava</i> , <i>Ephemera danica</i> , <i>Lype</i> sp., <i>Halesus</i> sp., <i>Oecetis lacustris</i>)	252
Tab. 9.5:	Prognose der ökologischen Bewertung der untersuchten Abschnitte mit drei zusätzlichen Gütezeigern aus dem Einzugsgebiet (<i>Lype</i> sp., <i>Halesus</i> sp., <i>Oecetis lacustris</i>).....	252

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1:	Lage der untersuchten Niersabschnitte	13
Abb. 4.1:	Abschnitt Pont-Süd degradiert 2005 (Fotos: A. Schattmann)	25
Abb. 4.2:	Abschnitt Pont-Süd renaturiert 2007 (Fotos: A. Schattmann)	26
Abb. 4.3:	Abschnitt Pont-Nord renaturiert 2005-2007 (Fotos: A. Schattmann)	28
Abb. 5.1:	Anzahl der unterschiedlichen aquatische Habitattypen in den untersuchten Abschnitten	59
Abb.6.1:	Vergleich der Taxazahlen der untersuchten Abschnitte auf Grundlage aller sowie der gemeinsamen Substrate (Schattmann 2011)	91
Abb.6.2:	Vergleich der positiv und negativ eingestuften Taxa in den untersuchten Abschnitten auf Grundlage aller beprobten Substrate (Schattmann 2012)	92
Abb. 6.3:	Vergleich der positiv und negativ eingestuften Taxa in den untersuchten Abschnitten auf Grundlage der gemeinsamen Substrate (Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm)	93
Abb. 9.1:	Im Nierseinzugsgebiet vorhandene Güte- und Störzeiger der Gewässertypen 12 und 15 (Datengrundlage: Staatliches Umweltamt Krefeld 2006, LANUV 2009 a, b, Niersverband 2011)	253

Glossar

Die Begriffe Makro-, Meso- und Mikroebene bzw. –skala werden benutzt in Anlehnung an JÄHNIG (2007). Sie gehen auf NEWSON und NEWSON (2000) zurück und beschreiben die räumliche Ausdehnung von Habitatstrukturen. Die Makroebene bezieht sich auf die Gewässerabschnitte, die Mesoebene beschreibt Strukturen innerhalb der Abschnitte und die Mikroebene bezeichnet Differenzierungen innerhalb der Strukturen auf Ebene der Habitate des Makrozoobenthos. Geomorphologisch ist die Einstufung vergleichbar mit den von KERN (1994) eingeführten Begriffen „Gewässerstrecke/Überschwemmungsaue“ (Makroebene), „Bettstrukturen/Auenhabitate“ (Mesoebene) und „Mikrohabitate“ (Mikroebene).

Tab. I: Strukturen auf der Mesoebene (z.T. verändert in Anlehnung an LUA 1998, BRIEM 2002, REMY 2009, DWA 2010a)

Sohlstrukturen	Beschreibung
Tiefrinne	Langgestreckte rinnenförmige Vertiefung der Gewässersohle, die bei Mittelwasser mindestens ein- bis zweifach so tief ist wie die durchschnittliche Wassertiefe der Kartierstrecke.
Stillwasserpool	Örtlicher Teilwasserkörper des Mittelwassers seitlich des Gerinnestroms, der bei Niedrigwasser nicht durchströmt wird.
Kolk	Extreme örtliche Vertiefung der Gewässersohle, die bei Mittelwasser mehr als doppelt so tief ist wie die durchschnittliche Wassertiefe des Kartierabschnittes.
Flachwasser	Teilstrecke des Gewässers, in der die Gewässersohle sehr breit und die Wassertiefe gering ist.
Kehrwasserpool	Örtlicher Teilwasserkörper des Mittelwassers seitlich des Gerinnestroms, der vom Mittelwasser seitlich angeströmt und ständig in Rotation gehalten wird. Die Rotation bewegt sich in der stromabgewandten Hälfte des Pools entgegengesetzt zur Stromrichtung.
Makrophytenpolster	Insbesondere in Flachlandgewässern bilden dauerhafte submerse Makrophytenbestände gelegentlich die einzigen nennenswerten strukturbildenden Elemente. In solchen Fällen sind sie als „Besondere Sohlenstruktur“ zu erheben. Massenhafte Gewässerverkrautungen aufgrund fehlender Beschattung und/oder Eutrophierung sind nicht gemeint.
Uferstrukturen (und z.T. Laufstrukturen)	
Uferbucht	Ausbuchtung des Ufers, in der die Uferlinie durch nicht parallelen Verlauf zur Strömung verlängert ist. Meist strömungsarmer Bereich im Gewässer.
Uferbank, Uferbankbildung	mineralische und/oder organische Ablagerungen in Ufernähe im Bereich der amphibischen Zone, Uferbankbildungen liegen bei MQ meist noch unterhalb des Wasserspiegels, Uferbänke ragen darüber hinaus.
Flachufer	Sehr flach ins Gewässerumfeld ausstreichende Uferböschung, die eine frühzeitige Ausuferung in die Ersatzaua ermöglicht.

Steilufer, Abbruchufer	Abbruchufer aus Löß, Ton, Lehm oder Schluff, potentielle Nistmöglichkeit für Vögel (Uferschwalbe, Eisvogel), z.T. mit krautiger überhängender Vegetation.
Ufergehölz	Ufergehölz aus Erle, Esche oder Weide, das an der Mittelwasserlinie bzw. am Ufer des Mittelwasserbettes steht und u.a. zur Beschattung, Falllaub- und Totholzeintrag beiträgt.
Wurzelfläche	Mindestens 1 m ² große Sohlenfläche, die überwiegend von den häufig rötlichen Wasserwurzeln (Feinwurzelsbüscheln) von Ufergehölzen überwuchert ist.
Totholz, Sturzbaum, Holzansammlung	Eine massenhafte örtliche Ansammlung von Totholz, das am Ufer fest ineinander verkeilt und teilweise am Boden eingesedimentiert sind, so dass sie bei mittleren Hochwasserständen nicht aufschwimmt und forttreibt, inkl. weit in das Gewässer hineinragender Verklausungen aus Totholz und Einzelstämmen.
Auenstrukturen	
Ersatzaue, jährlich überflutet	Tiefliegender Auenbereich, der mehrfach jährlich überflutet wird.
Ersatzaue, seltener als jährlich überflutet	Auenbereich, der seltener als jährlich überflutet wird
Mulde, temporär wasserführend	In der Ersatzaue gelegene Mulde, sehr flach, durch hohe Wasserstände der Niers und Grundwasser gespeist.
Rinnensystem, permanent wasserführend	In der Ersatzaue gelegene, schmale rinnenförmige Vertiefung, durch hohe Wasserstände der Niers und Grundwasser gespeist – bei MW nicht angebunden.
Rinnensystem, temporär wasserführend	In der Ersatzaue gelegene, schmale rinnenförmige Vertiefung, durch hohe Wasserstände der Niers und Grundwasser gespeist, Länge der Austrocknung differiert je nach Tiefe – bei MW nicht angebunden.
Stillgewässer in der Aue, permanent wasserführend	In der Ersatzaue gelegen, durch Grundwasser und hohe Wasserstände der Niers gespeist.
Stillgewässer in der Aue, temporär wasserführend	In der Ersatzaue gelegen, durch hohe Wasserstände der Niers und Grundwasser gespeist, relativ kurze Austrocknung.
Altarm (angebunden)	Ehemaliger Nierslauf, von der fließenden Welle abgetrennt und unterstromig sohlgleich an den Nierslauf angebunden.
Altwasser (nicht angebunden)	Ehemaliger Nierslauf mit Stillgewässercharakter, nicht mit dem Hauptgerinne verbunden.
Hochflutmulde, angebunden	Breite rinnenförmige Vertiefung im Auenbereich, in der das Hochwasser abfließt. Bei hohen Grundwasserständen kann sie mit Wasser gefüllt sein. Ab Mittelwasser mit dem Hauptgerinne verbunden.
Hochflutmulde, nicht angebunden	Breite rinnenförmige Vertiefung im Auenbereich, in der das Hochwasser abfließt. Bei hohen Grundwasserständen kann sie mit Wasser gefüllt sein. Nicht mit dem Hauptgerinne verbunden.

Nachfolgend werden die erfassten Substrate aufgeführt. Das Substrat ist neben Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe der wesentliche Faktor für die Zusammensetzung der aquatischen Habitate und damit für die Besiedlung durch das Makrozoobenthos.

Tab. II: Erfasste Substrate nach dem Multi-Habitat Sampling Protokoll (HERING et al. 2003, ergänzt durch LUA 1998)

Substrat	Beschreibung	Substrattyp	Korngröße (mm)
Steinschüttung (Größe entsprechend Meso-, Makrolithal)	Steinschüttung aus Wasserbausteinen unterschiedlicher Größen zur Ufersicherung (bis kopfgroße Steine)	technisch	>60 bis >200
Steinsatz, massiver Sohlverbau	Massivsohle aus Steinsatz ohne Sedimentüberdeckung	technisch	-
Grobkies (Mikrolithal)	Grobkies mit Anteilen von Fein- und Mittelkies	mineralisch	>20-60
Kies (Akal)	Fein- und Mittelkies	mineralisch	>2-20
Sand (Psammal)	Sand	mineralisch	>0,006-2
Lehm (Argyllal)	Lehm und Ton	mineralisch	<0,006
Algen	Algenpolster	organisch	
Makrophyten (Phytal)	untergetauchte Wasserpflanzen	organisch	
Totholz (Xylal)	Stämme, Äste	organisch	
Detritus (Grob-, Fein-) (CPOM)	Ablagerungen von grobem organischen Material wie Blätter, feinste Zweige etc.	organisch	
Schlamm (Mikropelal)	Schlamm aus feinen organischen Ablagerungen mit Anteilen mineralischer Bestandteile wie Feinsand	organisch	
Torf	anstehend in ehemaliger anmooriger Gewässeraue, durch neues Gerinne angeschnitten	organisch	
Wurzelbärte	Wurzeln der Ufergehölze, die ins Gewässer ragen	organisch	

Gewässerelemente

Legende



aquatisch Gewässerlauf (permanente Wasserführung)



aquatisch Altarm angebunden (permanente Wasserführung)



aquatisch Altwasser, Stillgewässer nicht angebunden (permanente/temporäre Wasserführung)



semiaquatisch amphibische Zonen, Wasserwechselbereich der Ufer, Uferbänke (Fließgewässer)



semiaquatisch Wasserwechselzone der Stillgewässer und Uferböschungen



terrestrisch Ersatzaue (häufige Überflutungen)



terrestrisch höher liegendes, anstehendes Gelände (keine, seltene Überflutungen))



Transekte



Fallenstandorte Uferfauna



Fließrichtung



Abb. I: Gewässerelemente im Abschnitt Pont-Nord (renaturiert-alt) mit Lage der Transekte (Abstand 25 m) und Fallenstandorte der Uferfauna

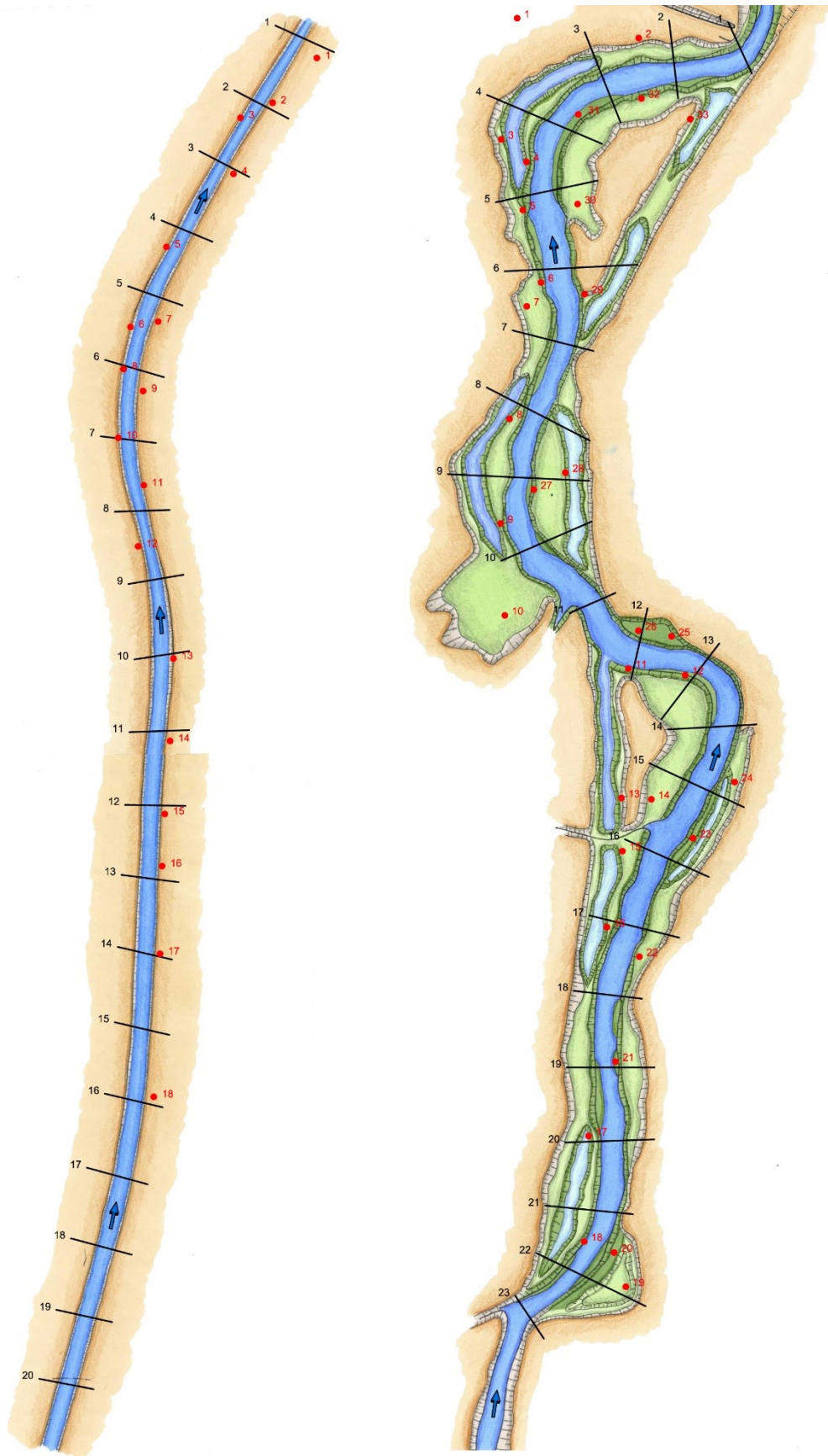


Abb. II: Gewässerelemente im Abschnitt Pont-Süd degradiert (links) und renaturiert-jung (rechts) mit Lage der Transekte (Abstand 40 m) und Fallenstandorte der Uferfauna

Die nachfolgende Tabelle enthält die Metrics, die beim Makrozoobenthos untersucht wurden sowie ihre genaue Bezeichnung und Zuordnung zu den Metricgruppen.

Tab. III: Übersicht über die beim Makrozoobenthos untersuchten Metrics und ihre Zuordnung zu Metricgruppen

Metricgruppe	Metric	Metricbezeichnung
Substratbezogene Metrics (funktionale Metrics)	• % Akal	• %-Anteil der Kiesbesiedler
	• % Phytal	• %-Anteil der Pflanzenbesiedler (Besiedler Makrophyten)
	• % Psammal	• %-Anteil der Sandbesiedler
	• % Pelal	• %-Anteil der Schlammbesiedler
Strömungs-, zonierungsbezogene Metrics (funktionale Metrics)	• % Hypokrenal*	• %-Anteil der Besiedler des Hypokrenals
	• % Epirhithral*	• %-Anteil der Besiedler des Epirhithrals
	• % Metarhithra*	• %-Anteil der Besiedler des Metarhithrals
	• % Epipotamal*	• %-Anteil der Besiedler des Epipotamals
	• % Metapotamal*	• %-Anteil der Besiedler des Metapotamals
	• % Rheo-limnophil*	• %-Anteil der Besiedler mit rheo- bis limnophiler Strömungspräferenz
	• % Rheophil*	• %-Anteil der Besiedler mit rheophiler Strömungspräferenz
	• % Limno-rheophil*	• %-Anteil der Besiedler mit limno- bis rheophiler Strömungspräferenz
	• % Indifferent*	• %-Anteil der Besiedler ohne Strömungspräferenz
	• % Litoral*	• %-Anteil der Besiedler des Litoral
	• Index bioz. Region	• Index der biozönotischen Regionen
	• Potamon-Typie-Index	• Potamon-Typie-Index
	• Rheoindex (HK)	• Rheoindex nach Banning
Bewertungsrelevante Metrics (Toleranz)	• Dt. Faunaindex 11/12	• Deutscher Faunaindex für den Gewässertyp 11/12
	• Dt. Faunaindex 11/12 (HK)	• Deutscher Faunaindex für den Gewässertyp 11/12, Summe der Häufigkeitsklassen
	• Dt. Faunaindex 11/12 (Ind.Taxa)	• Deutscher Faunaindex für den Gewässertyp 11/12, Anzahl Indikator-Taxa
	• Dt. Faunaindex 15/17	• Deutscher Faunaindex für den Gewässertyp 15/17
	• Dt. Faunaindex 15/17 (HK)	• Deutscher Faunaindex für den Gewässertyp 15/17, Summe der Häufigkeitsklassen
	• Trichoptera Taxazahl	• Anzahl der Trichoptera-Taxa
	• EPT Taxa % (HK)	• Relative Abundanz der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) nach Häufigkeitsklassen
	• % Litoral*	• s.o.
	• % Pelal*	• s.o.
Zusammensetzung Großgruppen (Vielfalt, Diversität, Zusammensetzung, Abundanz)	• Diptera Taxazahl	• Anzahl der Diptera-Taxa
	• Crustacea Taxazahl	• Anzahl der Crustaceen-Taxa
	• Diptera (Abund.)	• Abundanz der Diptera
	• Ephemeroptera Taxazahl	• Anzahl der Ephemeroptera-Taxa

Metricgruppe	Metric	Metricbezeichnung
	• Ephemeroptera (Abund.)	• Abundanz der Ephemeroptera
	• EPT/Diptera	• Verhältnis der EPT-Taxa zu den Diptera-Taxa
	• EPT Taxazahl	• Anzahl der EPT-Taxa
	• EPT Taxa % (HK)	• s.o.
	• EPTCBO	• Summe der Taxazahlen von Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata
	• OD/Total Taxa	• Verhältnis von Taxazahl Odonata zu Gesamttaxazahl
	• Trichoptera %	• %-Anteil der Trichoptera an der Gesamtindividuenzahl
	• Trichoptera (Abund.)	• Individuenzahl der Trichoptera
	• Trichoptera Taxazahl	• s.o.
	• Bivalvia %	• %-Anteil der Bivalvia an der Gesamtindividuenzahl
	• Diptera %	• %-Anteil der Diptera an der Gesamtindividuenzahl
	• Oligochaeta %	• %-Anteil der Oligochaeta an der Gesamtindividuenzahl
	• Oligochaeta (Abund.)	• Individuenzahl der Oligochaeta
Diversitäts-Metrics (Vielfalt, Diversität, Zusammensetzung, Abundanz)	• Abundanz	• Individuenzahlen der Biozönose
	• Anzahl Gattungen	• Anzahl Gattungen der Biozönose
	• Anzahl Familien	• Anzahl Familien der Biozönose
	• Taxazahl	• Taxazahl der Biozönose
	• BMWP	• Biological Monitoring Working Party; Empfindlichkeit von MZB-Familien gegenüber organischer Belastung
	• Dt. Saprobienindex neu	• Deutscher Saprobienindex (neue Version)
	• Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	• Deutscher Saprobienindex (neue Version) – Anzahl der Indikator taxa

* %-Anteil bezieht sich auf den Anteil eingestufte Taxa

Abkürzungen

ACP	Allgemeine chemisch-physikalische Parameter
ANOVA	Einfaktorielle Varianzanalyse
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
EU-WRRL	Europäische (EG-) Wasserrahmenrichtlinie
HMWB	Heavily modified water body (erheblich veränderter Wasserkörper nach EU-WRRL, EC 2000)
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss (m³/s)
MQ	Mittelwasserabfluss (m³/s)
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss (m³/s)
PCB	Polychlorierte Biphenyle
SDI	Spatial Diversity Index

SWI	Shannon-Wiener Index
TOC	Total organic carbon
Typ 12	LAWA-Fließgewässertyp "Organisch geprägter Fluss"
Typ 15	LAWA-Fließgewässertyp "Sand- und lehmgeprägter Fluss des Tieflandes"
Typ 17	LAWA-Fließgewässertyp "Kiesgeprägter Fluss des Tieflandes"

Verwendete Bezeichnungen der untersuchten Abschnitte

PN05	älterer renaturierter Abschnitt Pont-Nord, untersucht im Jahr 2005
PN06	älterer renaturierter Abschnitt Pont-Nord, untersucht im Jahr 2006
PS05	degradierter Abschnitt Pont-Süd, untersucht im Jahr 2005
PS06	degradierter Abschnitt Pont-Süd, untersucht im Jahr 2006
PS07	junger renaturierter Abschnitt Pont-Süd, untersucht im Jahr 2007
Renaturiert-alt	Kurzbezeichnung des älteren renaturierten Niersabschnitts
Renaturiert-jung	Kurzbezeichnung des jüngeren renaturierten Niersabschnitts
degradiert	Kurzbezeichnung des degradierten Niersabschnitts

Verwendete Bezeichnungen der untersuchten Einflussfaktoren

Renaturierung „alt“	Vergleich des degradierten mit dem älteren renaturierten Abschnitt
Renaturierung „jung“	Vergleich des degradierten mit dem jungen renaturierten Abschnitt
Sukzession	Vergleich der beiden renaturierten Abschnitte
Jährliche Variabilität	Vergleich des degradierten sowie des älteren renaturierten Abschnitts jeweils zwischen 2005 und 2006

1 EINFÜHRUNG

Die Fließgewässer in Deutschland sowie Mitteleuropa wurden in historischer Zeit vielfältigen anthropogenen Nutzungen unterworfen. Bereits im Mittelalter wurden Gewässer zur Wasserbewirtschaftung und Wasserkraftnutzung ausgebaut. Auch die Entwässerung der Auen zur Nutzbarmachung für die Landwirtschaft reicht lange zurück. Vor allem mit Beginn der Industrialisierung begann die Nutzung der Fließgewässer als Vorfluter (GUNKEL 1996) zur schnellen Abführung von Abwasser, Drainage- und Niederschlagswasser. Um diese Nutzungen gewährleisten zu können, wurden die Fließgewässer begradigt, verlegt, technisch verbaut und für die Wasserkraftnutzung aufgestaut.

Als Folge dieser intensiven Nutzungen zeigten sich Anfang des 21. Jahrhunderts noch lediglich zwei Prozent der Fließgewässer in Deutschland als strukturell unverändert (LAWA 2002). Während sich die Wasserqualität durch den Ausbau der Kläranlagen seit den 70er Jahren des 20. Jahrhunderts deutlich verbessert hat (VON KEITZ, KRAEMER 2002), sind die Gewässersysteme, vor allem im Tiefland, heute naturferne Abflusssysteme, die eine massiv veränderte Hydrologie und Morphologie aufweisen und ihre Funktionen im Naturhaushalt nur noch eingeschränkt erfüllen können (JÄHNIG et al. 2011c). Aus der strukturellen Verarmung der Fließgewässer resultieren verarmte Lebensgemeinschaften der Tiere und Pflanzen, in denen anspruchsvolle Arten ebenso fehlen wie erhöhte Anteile gefährdeter Arten, wie sie für naturnahe Fließgewässer und Auen typisch sind (NIEMEYER-LÜLLWITZ 1985, BURKHARDT 1995).

Durch die Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) im Jahr 2000 (EG 2000) sollen die bestehenden Defizite an den Gewässern behoben und der „gute ökologische Zustand“ für die ausgewiesenen Wasserkörper bis zum Jahr 2015 erreicht werden. Als biologische Qualitätskomponenten für die ökologische Zustandsbewertung werden die aquatischen Lebensgemeinschaften der Fische, des Makrozoobenthos, der Makrophyten und des Phyto-benthos herangezogen. Das Ziel des guten ökologischen Zustandes wird in Deutschland für etwa vier Fünftel der Fließgewässer in erster Linie aufgrund hydromorphologischer Defizite bis 2015 nicht erreicht werden (BMU 2005, BMU 2010). In Europa wird der gute ökologische Zustand an bis zu 90 % der Fließgewässer nicht erreicht (ICPDR 2005, ICPR 2005). Die Europäische Umweltagentur gibt in ihrem Bericht über den Zustand der europäischen Gewässer an, dass 56 % der Flusswasserkörper und 64 % der gesamten Fließgewässerlänge den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial derzeit nicht erreichen (EEA 2012). Daraus resultiert die Notwendigkeit für die Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen (MUNLV 2009b, 2009c), wie z.B. Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit, strukturverbessernde lokale Maßnahmen sowie komplexe Renaturierungsmaßnahmen an längeren Gewässerstrecken. Auch weltweit ist die Wiederherstellung

der Fließgewässersysteme zu einer wichtigen Aufgabe geworden, so dass zunehmend entsprechende Maßnahmen zur ökologischen Umgestaltung und Renaturierung umgesetzt werden (WARD et al. 2001, SHIELDS et al. 2003, MALAKOFF 2004, BERNHARDT et al. 2005, GILLER 2005, ALEXANDER, ALLAN 2007).

In Europa haben sich mit Einführung der EU-WRRL veränderte Ansprüche an Renaturierungen ergeben, die aus dem klar definierten Ziel der Erreichung des guten ökologischen Zustandes resultieren. Während bis dahin die Schaffung geeigneter Bedingungen für eine anspruchsvolle Lebensgemeinschaft verfolgt wurde, steht nun die tatsächliche Etablierung dieser Lebensgemeinschaft im Fokus (JÄHNIG et al. 2011c). Dadurch gewinnt die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen noch weiter an Bedeutung. Vor diesem Hintergrund ist der Erfolg dieser Maßnahmen nunmehr auch an den Zielen der EU-WRRL zu messen (MATTHEWS et al. 2010). Die durch diese Maßnahmen erreichten vielfältigeren Substrat- und Strömungsverhältnisse und damit Habitatbedingungen sollen die Besiedlung durch aquatische Organismen positiv beeinflussen (HYNES 1970, BROSE et al. 2003, TOWNSEND et al. 2003).

Die Planung und Umsetzung von Renaturierungen nimmt meist mehrere Jahre in Anspruch und die Renaturierung ganzer Fließgewässersysteme ist aus Kostengründen nicht zu realisieren, so dass in vielen Fällen Fristverlängerungen zur Zielerreichung notwendig werden (MUNLV 2009b). Um in Anbetracht der zeitlichen und finanziellen Randbedingungen ökologisch wirksame und kosteneffiziente Maßnahmen ermitteln und umsetzen zu können, folgt man in Nordrhein-Westfalen (MUNLV 2009c) bei der Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen dem Strahlwirkungskonzept des Deutschen Rates für Landespflege (DRL 2008, DRL 2009), das den Effekt der „Strahlwirkung“ nutzt, um defizitäre Gewässerabschnitte aufzuwerten. Dabei können umgesetzte Renaturierungen als sogenannte „Strahlursprünge“ fungieren, die sich positiv auf angrenzende Gewässerabschnitte auswirken (LANUV 2011). Dieser Ansatz ermöglicht die Identifizierung und Lokalisierung von Gewässerstrecken, deren naturnahe Umgestaltung den größtmöglichen Erfolg im Hinblick auf die Erreichung des guten ökologischen Zustandes verspricht.

Ob renaturierte Abschnitte die Funktion von „Strahlursprüngen“ erfüllen können und wie sich diese im Hinblick auf die Hydromorphologie und die Besiedlung entwickeln, ist bislang wenig untersucht worden. Das Monitoring und die Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen ist nach wie vor noch kein Standard, es gibt nur wenige systematische und langjährige Erfolgskontrollen von Maßnahmen (HENRY et al. 2002, MOERKE, LAMBERTI 2004, MUNLV 2005b, DICKHAUT 2006, ALEXANDER, ALLAN 2007, BERNHARD, PALMER 2011). Wenn Untersuchungen durchgeführt werden, beschränken sich diese häufig auf die Dokumentation struktureller Veränderungen (SUNDERMANN et al. 2009), z.B. in Form einer Strukturgütee Erfassung (BFN 2007), oder auf einfache biologische Methoden, die für eine ökologische Zustandsbewertung nicht geeignet sind (SUNDERMANN et al. 2009). Mittlerweile gibt es Anforderungskataloge an

derartige Detailuntersuchungen (MUNLV 2005 b,d, WOOLSEY et al. 2005, PALMER et al. 2005) und Empfehlungen für das methodische Vorgehen und zu untersuchende Parameter (MUNLV 2008d, WOOLSEY et al. 2007, LAWA 2010). Standardisierte Verfahren zur Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen liegen jedoch noch nicht vor (JÄHNIG et al. 2011 c). BERNHARDT et al. (2005) geben an, dass in den USA von 37.000 Projekten nur 10 % näher betrachtet wurden, in Nordrhein-Westfalen sind es 6,4 % von 426 Projekten (MUNLV 2005 b). PANDER und GEIST (2013) geben für Bayern an, dass von 101 Maßnahmen nur 14 % durch ein Monitoring begleitet wurden.

Die Bedeutung von Monitoringuntersuchungen sowohl vor als auch nach der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen für die ökologische Bewertung und Effizienzbeurteilung der Maßnahmen ist wiederholt deutlich gemacht worden (UNDERWOOD 1994, HABERSACK, NACHTNEBEL 1995, KONDOLF 1998, JUNGWIRTH et al. 2002, FELD et al. 2007). Trotz der gestiegenen Anzahl umgesetzter Renaturierungen in den letzten Jahren sind derart detaillierte Untersuchungen eher die Ausnahme (KLEIN et al. 2007, KAIL et al. 2007). Ohne fundierte Monitoringuntersuchungen, die auf Grundlage fachlicher Kriterien den Erfolg von Renaturierungen ermitteln, kann die ökologische und finanzielle Effizienz von Maßnahmen zur Renaturierung jedoch nicht beurteilt werden (ALEXANDER, ALLAN 2007). Die Ergebnisse solcher Untersuchungen stellen eine wichtige Datengrundlage zum Verständnis der ökologischen Prozesse in den Gewässern dar und sind die Basis für weitere Verbesserungen und Optimierungen von Renaturierungsmaßnahmen. MUOTKA et al. (2002) bezeichnen die Monitoringuntersuchungen der Effektivität von Maßnahmen zur Renaturierung als einen „Lernprozess“. Fehlen objektive Bewertungen von Renaturierungsprojekten und werden aus erfolgten Untersuchungen gewonnene Erkenntnisse nicht verfügbar gemacht, wird dieser Lernprozess behindert und die Weiterentwicklung der Planungs- und Umsetzungspraxis erschwert (KONDOLF 1995, BRATRICH 2004, KONDOLF et al. 2007).

Wirkungen auf die Hydromorphologie

Zahlreiche Untersuchungen belegen inzwischen die morphologische Wirksamkeit von Maßnahmen zur Renaturierung (WOLFERT 2001, PRETTY et al. 2003, HARRISON et al. 2004, LEPORI et al. 2005, JÄHNIG 2007, LORENZ et al. 2009, JÄHNIG et al. 2008, 2009, SUNDERMANN et al. 2009, PALMER et al. 2010). Häufig konnten positive Ergebnisse hinsichtlich einer erhöhten Habitat- und Strukturvielfalt im Gewässer (MUOTKA et al. 2002, MOERKE et al. 2004, JÄHNIG 2007) und in den Auen festgestellt werden (ROHDE et al. 2004). Aufgrund des gut belegten Indikationspotenzials der Artengruppen Fische, Makrozoobenthos (LORENZ et al. 2004, OFENBÖCK et al. 2004) und in Grenzen auch der Makrophyten hinsichtlich gewässermorphologischer Beeinträchtigungen stellt sich die Frage, ob und wie schnell diese Gruppen auf Verbesserungen der Gewässermorphologie reagieren (SUNDERMANN et al. 2009).

Wirkungen auf Artengruppen

Es gibt in mehreren Studien Hinweise darauf, dass sich die umgesetzten hydromorphologischen Maßnahmen häufig nicht oder nur in geringem Umfang auf die Besiedlung auswirken (FRIBERG et al. 1998, LANGFORD et al. 2001, MUOTKA et al. 2002, LEPORI et al. 2005, JÄHNIG et al. 2009a, LORENZ et al. 2009, SUNDERMANN et al. 2009, TULLOS et al. 2009, PALMER et al. 2010, JÄHNIG et al. 2010, LOUHI et al. 2011). Nur wenige Untersuchungen konnten deutliche Veränderungen nach Renaturierungsmaßnahmen feststellen, sind aber in der Interpretation der Daten vorsichtig (PRETTY et al. 2003, HARRISON et al. 2004, LEPORI et al. 2005, JANSSON et al. 2007). Diese Ergebnisse zeigen einerseits, dass es nach wie vor unklar ist, in welchem Ausmaß Renaturierungen notwendig sind, um die Situation der aquatischen Lebensgemeinschaften – auch im Sinne der Zielerreichung nach EU-WRRL - zu verbessern. Andererseits deuten sie auf weitere Einflussfaktoren hin, die die Lebensgemeinschaften und damit die Gewässerqualität beeinflussen. So machen HERING et al. (2006), ROLAUFFS et al. (2010) und MALONEY, WELLER (2011) den komplexen Einfluss verschiedener Stressoren wie Landnutzung, hydromorphologische Degradation, Eutrophierung sowie organische Belastung auf die biologischen Qualitätskomponenten nach EU-WRRL deutlich. Als mögliche Ursachen für die geringen Veränderungen werden neben bestehenden Belastungssituationen im Einzugsgebiet, fehlende Potenziale zur Wiederbesiedlung und zu geringer Umfang und Ausdehnung der Maßnahmen benannt (PRETTY et al. 2003, BOND, LAKE 2003, PALMER et al. 2010, LORENZ, JANUSCHKE 2011, JÄHNIG et al. 2011 a, SUNDERMANN et al. 2011).

Es hat sich in einigen neueren Untersuchungen gezeigt, dass die verschiedenen Komponenten unterschiedlich auf Renaturierungsmaßnahmen reagieren. Während Fische und Makrophyten recht schnell reagieren, ist beim Makrozoobenthos entweder keine oder nur eine sehr geringe Wirkung erkennbar (JANUSCHKE et al. 2009, SUNDERMANN et al. 2011). Zusätzliche terrestrische Gruppen wie Auenvegetation und Laufkäfer, die nicht Gegenstand der EU-WRRL sind, sind als Indikatoren für die kurzfristige Wirkung von Renaturierungen auf der Ebene von Abschnitten am besten geeignet (FUELLHAAS 2000, STEGNER 2001, RAINIO, NIEMELÄ 2003), während das Makrozoobenthos auch Einflüsse aus dem Einzugsgebiet integriert und daher eher langfristige Effekte anzeigt (JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009 b, ROLAUFFS et al. 2010, JÄHNIG et al. 2011 a, LORENZ, JANUSCHKE 2011). Zudem wird für das Makrozoobenthos eine Zeitspanne von mindestens 10 Jahren angegeben, die nötig ist, bis sich die Lebensgemeinschaft nach Umgestaltungsmaßnahmen wieder stabilisiert hat (SOMMERHÄUSER, HURCK 2008). Auch der Gruppe der Spinnen werden gute Indikatoreigenschaften in Bezug auf Veränderungen von Umweltparametern zugeschrieben (PEARCE et al. 2004, KOENZEN 2005), so dass auch sie Einflüsse durch hydromorphologische Maßnahmen widerspiegeln können (GÜNTHER, ASSMANN 2005, LAMBEETS et al. 2008, PAETZOLD et al. 2008).

Aufgrund der großen typologischen Unterschiede in der morphologischen Ausprägung der Gewässertypen sind auch die Renaturierungsmaßnahmen am Referenzzustand bzw. dem Leitbild zu orientieren (PALMER et al. 2005). Vor allem zwischen den Gewässern des Mittelgebirges und denen des Tieflandes bestehen große Unterschiede hinsichtlich des Talbodengefälles, der Fließgeschwindigkeiten und der Schleppspannung (POTTGIESSER, SOMMERHÄUSER 2008 a, b) und damit insgesamt in der Ausprägung der dynamischen Prozesse. Diese Unterschiede könnten sich auch auf die zeitliche hydromorphologische Entwicklung von renaturierten Abschnitten und die Intensität der Veränderungen auswirken. Die bisher durchgeführten detaillierten Untersuchungen zur ökologischen Effizienz von Renaturierungen beziehen sich zu einem großen Teil auf Mittelgebirgsflüsse. Für Tieflandflüsse fehlen vergleichbare, detaillierte Untersuchungen bislang weitgehend (z.B. JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2010, LORENZ, JANUSCHKE 2011), so dass für diese Gewässer wenige Erkenntnisse zur ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen vorliegen (KAIL, WOLTER 2011). Auf Grundlage der vorliegenden Studien zu den Tiefland- sowie Mittelgebirgsflüssen (u.a. WOLFERT 2001, ROHDE et al. 2004, KAIL et al. 2007, LORENZ, et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009 a, b, MILLER et al. 2010, JANUSCHKE, LORENZ 2011) ist im Hinblick auf die möglichen Wirkungen von Renaturierungen zu erwarten, dass sich renaturierte Abschnitte von degradierten Abschnitten in Bezug auf zahlreiche morphologische sowie einige biologische Parameter und Prozesse unterscheiden. Hierzu gehören:

- die Verbesserung eigendynamischer Prozesse (u.a. Feststoffdynamik)
- die Zunahme der Breiten- und Tiefenvarianz
- die Zunahme der Variabilität von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe
- die Zunahme der Anzahl und Diversität hydromorphologischer Strukturen in Gewässer und Aue
- die Zunahme der Habitatvielfalt, -qualität, -quantität
- die Zunahme der Individuenzahlen, Taxazahlen und Diversität von Makrozoobenthos und Fischen sowie Makrophyten
- die Zunahme der Taxazahlen, der Individuenzahlen und Diversität der Laufkäfer und Spinnen
- die Zunahme von Sedimentationsbereichen mit feinen Sedimenten und organischen Substraten

Somit sind Wirkungen auf morphodynamische Prozesse, die Morphologie, die Habitate und Habitatzusammensetzung sowie deren Besiedlung zu erwarten. Auch wenn die Wirkungen lokaler Renaturierungen bezogen auf das Makrozoobenthos häufig nur gering sind, so sind

doch Reaktionen auf diese Artengruppe feststellbar (Lorenz et al. 2009). Die hydromorphologischen und biologischen Wirkungen von Renaturierungen an Tieflandfließgewässern sind bislang qualitativ und quantitativ kaum untersucht, so dass folgende Fragen nach wie vor ungeklärt sind:

1. Welche qualitativen und quantitativen Wirkungen haben Renaturierungsmaßnahmen auf die Hydromorphologie der Fließgewässer im Tiefland?
2. Welche qualitativen und quantitativen Wirkungen haben Renaturierungsmaßnahmen auf die Habitatzusammensetzung der Abschnitte?
3. Sind qualitative und/oder quantitative Wirkungen auf die Besiedlung des Makrozoobenthos der renaturierten Abschnitte festzustellen?
4. Sind qualitative und/oder quantitative Wirkungen auf die Besiedlung des Makrozoobenthos der einzelnen Habitate festzustellen?
5. Sind qualitative und/oder quantitative Wirkungen auf die Uferfauna (Laufkäfer, Spinnen) festzustellen?

2 ZIELE DER UNTERSUCHUNG

Durch die vorliegende Dissertation sollen die Erkenntnisse zur Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf die Hydromorphologie und die Besiedlung (Makrozoobenthos, Uferfauna) von Tieflandfließgewässern verbessert und die o.g. Fragen beantwortet werden. Anhand eines Fallbeispiels vergleicht sie zwei unmittelbar aneinander angrenzende Gewässerabschnitte an der Niers, einem Maaszufuß am linken unteren Niederrhein, im Hinblick auf ihre zeitlich-räumliche Entwicklung. Ein im Jahr 2000 renaturierter Abschnitt wird mit einem unmittelbar oberhalb angrenzenden, degradierten Abschnitt verglichen, der wiederum 2006 renaturiert und danach ebenfalls untersucht wurde. Es wurden somit eine Vorher-Nachher-Untersuchung und eine Mit-Ohne-Untersuchung durchgeführt. Gerade die besondere Bedeutung von Vorher-Nachher-Untersuchungen für die Ermittlung der ökologischen Wirkungen wurde häufig beschrieben (KONDOLF 1998, JUNGWIRTH et al. 2002, BERNHARDT et al. 2007). Darüber hinaus werden mittels der hier angewandten Methodik verbleibende Defizite aufgezeigt und Hinweise für deren Beseitigung sowie für künftige Renaturierungen gegeben. Auch Erkenntnisse für die Durchführung künftiger Erfolgskontrollen von Maßnahmen werden abgeleitet.

Die Untersuchung stützt sich auf abiotische und biotische Daten, die zwingend notwendig sind, um ein besseres Verständnis abiotischer (Fließverhalten, Tiefe, Habitate etc.) und biotischer Faktoren (Diversität, Abundanz, Artenzahl etc.) sowie der Wirkungszusammenhänge zu erlangen (MILLER et al. 2010). Bisherige Studien haben eher geringe Reaktionen des Makrozoobenthos gezeigt, die meist auf der Analyse von Artenzahl, Diversität und Abundanz beruhen. In der vorliegenden Arbeit wird ein breiteres Spektrum von Metrics untersucht, um auch geringe Wirkungen identifizieren und potenzielle Indikatoren für die eingetretenen Veränderungen infolge von Renaturierungen ermitteln zu können (s. Kap. 6).

Die Kapitel 3 und 4 dienen zunächst der Einführung in das Nierseinzugsgebiet (ökologische und stoffliche Situation der Niers) bzw. der Darstellung des Untersuchungsdesigns und der untersuchten Abschnitte. Wesentliche Grundlage der Untersuchung ist der Vergleich der hydromorphologischen Parameter für das Gewässer und die Gewässeraue (Kap. 5). Die Reaktionen des Makrozoobenthos im Vergleich der untersuchten Abschnitte bilden das zweite Hauptkapitel (Kap. 6). Die Analyse der substratspezifischen Makrozoobenthos-Biozönosen zwischen den Abschnitten stellt ein weiteres Hauptkapitel dar (Kap. 7). Es schließt sich die Analyse der Uferfauna (Laufkäfer und Spinnen) und ihrer Reaktion auf die Renaturierungen als ergänzendes Kapitel an (Kap. 8), durch die die Wirkungen im semiterrestrischen und terrestrischen Bereich ermittelt werden soll. In Kapitel 9 wird das Wiederbesiedlungspotenzial im Einzugsgebiet untersucht, um die weitere Entwicklung der renaturierten Abschnitte in Bezug auf das Makrozoobenthos abschätzen und Aussagen zum erreichbaren Zielzustand ableiten zu können.

Die Ableitung der Hypothesen erfolgt auf Grundlage der aktuellen Erkenntnisse aus vorliegenden Studien (WOLFERT 2001, LEPORI et al. 2005, JANSSON et al. 2007, NAKANO, NAKAMURA 2008, LORENZ et al. 2009, LOUHI et al. 2011, JANUSCHKE, LORENZ 2011) und in Anlehnung an JÄHNIG (2007), die detaillierte Analysen zur Hydromorphologie und zum Makrozoobenthos an verschiedenen Mittelgebirgsflüssen durchgeführt hat.

Folgende Hypothesen werden untersucht:

1. Hydromorphologische Parameter sind in renaturierten Abschnitten auf allen Skalen diverser als im degradierten Abschnitt.

Es wird für die Untersuchung an der Niers als Tieflandfluss davon ausgegangen, dass sich Renaturierungen positiv auf die hydromorphologischen Parameter (Metrics) der verschiedenen Skalen (Mikro-, Meso-, Makroskala) auswirken (Lorenz et al. 2009). Im Gegensatz zu den Mittelgebirgsflüssen, die deutlich besser untersucht sind, weisen Tieflandflüsse jedoch grundsätzlich eine geringere Dynamik und die Niers zudem ein anthropogen verändertes hydrologisches Abflussregime auf (s. Kap. 3). Es wird erwartet, dass dennoch eine dynamische Entstehung von Strukturen möglich ist und die renaturierten Abschnitte durch eine größere Strukturvielfalt im Gewässerbett, an den Ufern und in der Aue gekennzeichnet sind. Auch die Anzahl der unterschiedlichen Strukturen ist erhöht. Es treten verschiedenartige Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen auf wie z.B. Flachwasserzonen, Kolke, Uferbuchten, angebundene Altarme, Altwasser und Hochflutmulden sowie temporäre Stillgewässer in der Aue. Die Varianz der Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und die Diversität der Substrate ist höher und weitere hydromorphologische Parameter zeigen eine größere Vielfalt und damit vielfältigere Lebensbedingungen für die aquatische Fauna an.

2. Die Besiedlung des Makrozoobenthos weist Unterschiede zwischen den renaturierten und dem degradierten Abschnitt auf - die renaturierten Abschnitte zeigen Anzeichen für eine verbesserte, typspezifischere Besiedlung.

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos wird durch groß- und kleinskalige Einflüsse bestimmt. Zu den großskaligen Einflüssen gehören hydrologische, geomorphologische und chemische Prozesse und Bedingungen im Einzugsgebiet. Auf der kleinskaligen Ebene machen zahlreiche Untersuchungen den Einfluss der Substrate und der Habitatzusammensetzung auf das Makrozoobenthos deutlich (RABENI, MINSHALL 1977, ERMAN, ERMAN 1984, PARDO, ARMITAGE 1997, BEISEL et al. 1998a, b, BEAUGER et al. 2006, CHAKONA et al. 2008). Vor allem der Substrattyp (SCHÖNBORN 1992, VELASQUEZ, MISERENDINO 2003), die Substratzusammensetzung (BEISEL et al. 2000, PALMER et al.

2000) und die Korngröße des Substrats (CULP et al. 1983) haben Einfluss auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos. Grundsätzlich wird die biologische Diversität auch von der Habitatdiversität bestimmt, sofern die übrigen Randbedingungen gleich bleiben (MAGURRAN 1988, COWX, WELCOMME 1998, MADDOCK 1999). Einige Studien weisen auch Zusammenhänge zwischen der Strukturvielfalt im Gewässer (Gewässerstruktur) und der aquatischen Besiedlung nach (SCHATTMANN 1996, LFW RP 1999, VÖLKER 2008). Durch eine höhere Diversität der hydromorphologischen Parameter der verschiedenen räumlichen Skalen verändert sich auch die Anzahl der Substrate, die Substratzusammensetzung und damit die Habitatvielfalt in den renaturierten Abschnitten. Es stellen sich somit vielfältigere und typspezifischere Habitatbedingungen ein, von denen angenommen wird, dass sie positive Wirkungen auf die Diversität und den Artenreichtum des Makrozoobenthos haben (BROSSE et al. 2003, TOWNSEND et al. 2003). LORENZ et al. (2009) konnten beispielsweise höhere Taxazahlen und Abundanzen in renaturierten Tieflandgewässern nachweisen.

Aufgrund der unterschiedlich ausgeprägten Substratspezifität der Taxa des Makrozoobenthos (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, ASTERICS 2008) führen zusätzlich auftretende Substrate bzw. wegfallende Substrate zu Veränderungen von Diversität, Artenreichtum und Abundanz des Makrozoobenthos. Die vielfältigeren Habitatbedingungen aus Substrat, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe stellen zusätzliche Nischen dar, die von zusätzlichen Arten besiedelt werden können.

Als Ursache für in mehreren Untersuchungen festgestellte geringe oder fehlende Wirkungen auf das Makrozoobenthos werden v.a. fehlende Wiederbesiedlungspotenziale in Reichweite bzw. im Einzugsgebiet, zu geringe Ausdehnung der Maßnahmen und überlagernde Einflüsse aus dem Einzugsgebiet benannt (MOLNAR et al. 2002, BROSSE et al. 2003, TOWNSEND et al. 2003, WEIGEL et al. 2003, JOHNSON et al. 2007, MARTEL et al. 2007, PALMER et al. 2010). Vor dem Hintergrund einer möglichen Überdeckung der ökologischen Wirkungen durch die Renaturierungen wird in der vorliegenden Dissertation die Besiedlung der renaturierten und degradierten Abschnitte auf verschiedenen Betrachtungsebenen miteinander verglichen, um die Reaktionen des Makrozoobenthos auf die lokal begrenzten Renaturierungsmaßnahmen identifizieren zu können. Als Betrachtungsebenen werden die ökologische Zustandsbewertung, die Gesamtf fauna der Abschnitte und die Ebene der Einzeltaxa und Metrics untersucht. Es wird erwartet, dass sich Unterschiede in der Ähnlichkeit der Taxalisten, in den Taxazahlen, in der Anzahl positiver Fließgewässertaxa sowie auf der Ebene einzelner Taxa und Metrics identifizieren lassen, die eine positive Entwicklung der renaturierten Abschnitte anzeigen.

3. *Die Besiedlung des Makrozoobenthos in vergleichbaren Habitaten ist diverser in den renaturierten Abschnitten.*

Die verschiedenen Substrate in Fließgewässern zeigen in ihrer Besiedlung durch das Makrozoobenthos Unterschiede (STEFFAN 1965, WACHS 1968, BRAUKMANN 1987).

Die renaturierten Abschnitte weisen eine größere Anzahl verschiedener Substrate und Habitate auf, die kleinräumig wechseln und dadurch ein vielfältigeres Habitatmosaik erzeugen. Dadurch bieten sich variablere Lebensbedingungen und somit auch Besiedlungsmöglichkeiten in den einzelnen Substrattypen an. Die angrenzenden, in den renaturierten Abschnitten zusätzlich auftretenden Habitate beeinflussen die Besiedlung des Makrozoobenthos. Die gleichen Substrate sind in den renaturierten Abschnitten somit besser besiedelt. JÄHNIG (2007) konnte diese Hypothese für die Mittelgebirgsflüsse nicht bestätigen. Aufgrund weitgehend fehlender Untersuchungen für das Tiefland wird diese Hypothese hier dennoch aufgestellt und überprüft. Die Besiedlung gleicher Substrate wird zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten miteinander verglichen. Es wird erwartet, dass Unterschiede in den Taxazahlen sowie auf der Ebene einzelner Taxa und Metrics bestehen, die eine positive Entwicklung der renaturierten Abschnitte anzeigen.

4. *Die Besiedlung durch die Uferfauna ist in den renaturierten Abschnitten diverser als im degradierten Abschnitt.*

Die Renaturierungsmaßnahmen haben auch zur morphologischen Diversifizierung der Ufer- und Auenbereiche geführt. Es treten in den renaturierten Abschnitten infolge der durchgeführten Maßnahmen zahlreiche und unterschiedliche Ufer- und Auenstrukturen auf, wie z.B. breitere amphibische Zonen, Uferbänke, eine verlängerte Uferlinie sowie Blänken, feuchte Rinnen und Stillgewässer in der Aue.

Die Gruppen der Laufkäfer und Spinnen weisen jeweils in den renaturierten Abschnitten eine größere Artenvielfalt sowie einen höheren Anteil spezialisierter und feuchteliebender Arten auf, da die Lebensbedingungen in den semiaquatischen und terrestrischen Bereichen der Gewässerufer und Aue vielfältiger sind. Die Gruppen der Laufkäfer und Spinnen enthalten neben typischen Uferarten, die auf Uferbänke angewiesen sind, auch typische Arten der Feuchtgebiete und Gewässerauen (paludicole Arten).

Ausgangspunkt für die Hypothese sind die gute Ausbreitungsfähigkeit und Indikatoreignung beider Gruppen. Laufkäfer sind durch ein hohes Besiedlungspotenzial gekennzeichnet (GÜNTHER, ASSMANN 2005) und können neu entstandene, v.a. vegetationslose Uferbänke schnell besiedeln (JÄHNIG et al. 2011 a). Spinnen besitzen ebenfalls eine gute, jedoch passive Ausbreitungsfähigkeit (Bonte et al. 2006, LAMBEETS et al. 2008). Beide Gruppen gelten als ausgezeichnete Bioindikatoren (STEGNER 2001, RAINIO, NIEMELÄ 2003, PEARCE et al. 2004), da sie empfindlich auf Veränderungen in der Umwelt reagieren (WISE

1993, FUELLHAAS 2000) und sich hinsichtlich ihrer Autökologie gut einstufen lassen (HÄNGGI et al. 1995, BOSCAINI et al. 2000, REBHAN 2002, BÖHME 2005). In den renaturierten Abschnitten nimmt der Anteil der ripicolen r-Strategen (Arten der Ufer) mit hoher Mobilität zu, was für Sukzessionsstadien typisch ist (JANUSCHKE et al. 2009). Auch der Anteil der stenotopen, feuchteliebenden (hygrophilen) Arten steigt an und es kommen Rote Liste-Arten hinzu. Der Anteil der eurytopen Arten sinkt dagegen im Vergleich mit den degradierten Abschnitten ab (GACEK, HERING 2007). Die Artenzahl und Diversität steigt in den renaturierten Abschnitten an.

5. *Das Wiederbesiedlungspotenzial (Makrozoobenthos) im Nierseinzugsgebiet ist gering. Die weitere Besiedlung der renaturierten Abschnitte mit wertgebenden Taxa ist eingeschränkt.*

Neuere Studien zeigen, dass Renaturierungen größere Wirkungen zeigen, wenn typspezifische Arten im Einzugsgebiet vorkommen (ANTONS 2011). SUNDERMANN et al. (2011) stellten fest, dass der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen vom Vorkommen typspezifischer Taxa im regionalen Artenpool in einem Radius von bis zu 5 km abhängt. Um die künftige Entwicklung bzw. Zielerreichung der untersuchten Abschnitte abschätzen zu können, wird das Wiederbesiedlungspotenzial im Einzugsgebiet untersucht. Auf Grundlage vorhandener Daten zu bestehenden Belastungen (MUNLV 2005, MUNLV 2009 a, b, NIERSEVERBAND 2008 a, 2012) wird ein geringes Wiederbesiedlungspotenzial vermutet (LORENZ, JANUSCHKE 2011). Damit wäre eine weitere positive Entwicklung des Makrozoobenthos in den untersuchten renaturierten Abschnitten stark eingeschränkt mit Folgen für die Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials.

Zur Abschätzung der Zielerreichung in den renaturierten Abschnitten werden die im Einzugsgebiet vorhandenen Artenpotenziale (Vorkommen von Gütezeigern des Deutschen Faunaindex und von EPT-Taxa) analysiert. Sie geben Hinweise auf das verbliebene Spektrum typspezifischer Taxa und deren räumliche Verteilung. Es wird untersucht, ob und unter welchen Bedingungen diese zur langfristigen Verbesserung der untersuchten Niersabschnitte beitragen können.

Es werden die hydromorphologischen Veränderungen auf verschiedenen räumlichen Skalen untersucht. Auch der Vergleich der Besiedlung der degradierten und renaturierten Abschnitte erfolgt auf verschiedenen Ebenen (ökologischer Zustand, Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften, einzelne Taxa und Metrics) und geht damit über bisherige Betrachtungen hinaus. Es werden die Reaktionen der Besiedlung herausgearbeitet, die sich bei unverändert bestehenden Einflüssen aus dem Einzugsgebiet (s. Kap. 3) eingestellt haben. Um die Ergebnisse für das

Makrozoobenthos einordnen und bewerten sowie Aussagen zur weiteren Entwicklung der Besiedlung treffen zu können, werden die bestehenden Belastungen im Einzugsgebiet der Niers (s. Kap. 3) und das vorhandene Wiederbesiedlungs- und Artenpotenzial (Kap. 9) analysiert. Durch die Betrachtung der Uferfauna (Laufkäfer und Spinnen) können die ökologischen Wirkungen der umgesetzten Maßnahmen auf die Uferzonen und Gewässerauen ermittelt werden. Damit ist eine umfassendere Bewertung über den aquatischen Bereich hinaus möglich.

Neu für die Wissenschaft sind dabei:

- *Untersuchung von zwei unterschiedlich alten Renaturierungen an einem Tieflandfluss*
- *Räumlich-zeitlicher Vergleich von zwei unmittelbar benachbarten Renaturierungsmaßnahmen mit einem degradierten Abschnitt*
- *hohe räumliche Auflösung der Daten, v.a. des Makrozoobenthos*
- *Untersuchung der Spinnenfauna im Hinblick auf Veränderungen durch die Renaturierungen an einem Tieflandfluss*

3 DAS EINZUGSGEBIET DER NIERIS

3.1 Grundlagen

Die untersuchten Gewässerabschnitte liegen im Mittellauf der Niers, einem Tieflandfluss im Westen von Nordrhein-Westfalen, der dem LAWA-Typ 12 „organisch geprägter Fluss“ zuzuordnen ist (Abb. 3.1). Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 1.382 km² und ist ein reines Tieflandeinzugsgebiet (80 m ü NN im Oberlauf, 9,5 m ü NN an der Mündung). Die Einzugsgebietsgröße oberhalb der untersuchten Abschnitte beträgt 836 km². Die Lauflänge der Niers beträgt 117,7 km und das mittlere Gefälle liegt bei 0,03 ‰ (MUNLV 2005a). Unterhalb von Goch passiert die Niers die deutsch-niederländische Grenze und mündet bei Gennep in die Maas.

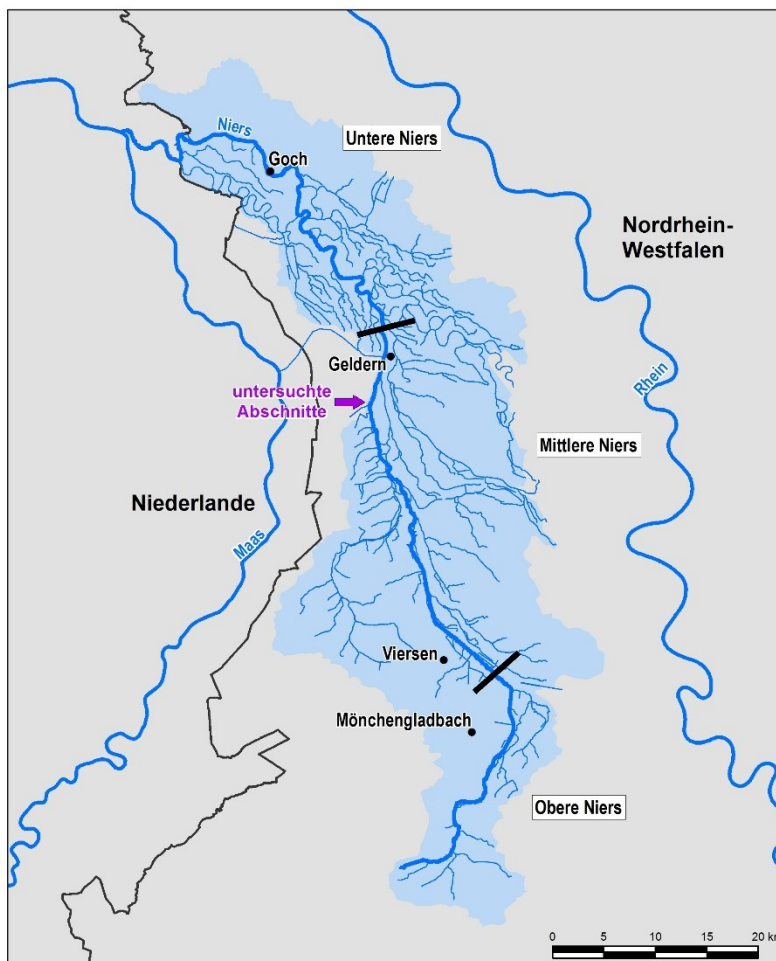


Abb. 3.1: Lage der untersuchten Niersabschnitte

Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 708 mm, der Mittelwasserabfluss MQ liegt bei 7,8 m³/s am Pegel Goch (MNQ: 3,28 m³/s, MHQ: 22,2 m³/s, MUNLV 2005a). Die untersuchten Abschnitte liegen zwischen den Pegeln Oedt und Weeze (Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Gewässerkundliche Hauptwerte für die Pegel Goch, Weeze und Oedt (LUA, 2004)

Hauptwerte	Pegel Oedt (1951/2001)	Pegel Weeze (1971/2001)	Pegel Goch (1959/2001)
NQ	0,62	0,58	1,15
MNQ	1,24	2,20	3,26
MQ	2,62	5,83	7,73
MHQ	9,29	17,20	21,80
HQ	11,60	33,10	42,40

(Untersuchte Abschnitte liegen zwischen Oedt und Weeze)

3.2 Landnutzung und Morphologie

Die Flächennutzung im Nierseinzugsgebiet wurde infolge der technischen Ausbaumaßnahmen bis Mitte des 20. Jahrhunderts stark intensiviert. So wird das Einzugsgebiet oberhalb der untersuchten Gewässerabschnitte und damit im Oberlauf und oberen Mittellauf der Niers durch 53 % Ackernutzung und 25 % Siedlungsfläche geprägt (LANUV 2010). Daraus resultieren potenzielle Einträge von Feinsedimenten und Nährstoffen aus den Ackerflächen in die Niers und ihre Zuflüsse. Hinzu kommen Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung, die über Regenwassereinleitungen und Mischwasserabschläge wiederum zu hydraulischen und stofflichen Belastungen führen können (NVV AG 2009). Lediglich 11 % der Fläche sind der Grünlandnutzung und 8,5 % den Waldflächen zuzuordnen. Im Einzugsgebiet unterhalb der hier betrachteten Renaturierungsstrecken in Geldern-Pont nimmt der Siedlungsanteil auf 14 % ab und die Flächenanteile von Grünland und Wald steigen auf 14 % bzw. 18 % an (LANUV 2010). Die Niers und ihr Einzugsgebiet liegen in der Niederrheinischen Bucht, die durch mächtige Sedimentfolgen aus tertiären und quartären Lockergesteinen gekennzeichnet ist. Während der quartären Eiszeiten kam es zu einer Überformung der Geländeoberfläche, so dass die Maas- und Rhein-Terrassen sowie ausgedehnte Löss- und Sandgebiete entstanden sind (MUNLV 2005a). In den Niederungen entwickelte sich die Niers im Mittel- und Unterlauf zu einem organisch geprägten Fluss des Tieflandes, der neben den organischen Substraten auch teil-mineralisch-kiesige Substrate aufweist. Bedingt durch das geringe Talbodengefälle von <0,5 %, mäßigen Abflussschwankungen und hohem organischen Anteil entwickeln sich im Leitbildzustand anastomosierende Gerinne, die diffus in die Aue übergehen (LUA 2001b). Durch hohe Grundwasserstände sind die Auen häufig vermoort (Niedermoores). Die Gewässersohle wird durch ein Gemisch von Torf, Falllaub, Ästen, Totholz, Makrophyten, Wurzelwerk, Detritus und Feinmaterial gebildet (LUA 2001b, BRIEM 2002).

Das Strömungsbild wird dominiert von ruhig fließenden Abschnitten, die sich mit stagnierenden und kleinräumig turbulenten Bereichen abwechseln. Es herrschen langsam fließende Abschnitte mit geringer Wassertiefe vor, in Kehrwassern und Stillenstrecken kommen tiefe Strecken hinzu. Selten sind dagegen schnell fließende und flache Abschnitte, z.B. im Bereich

von Verklausungen. Schnell fließende Gewässerstrecken mit großer Wassertiefe sind dagegen untypisch für die Niers im Leitbildzustand (LUA 2001b).

Durch den technischen Gewässerausbau im 20. Jahrhundert, vorwiegend zwischen 1931 und 1939 sowie nach dem Krieg bis 1957 (BAHNEN 1966, NIERSVBAND 2002), sind die hier beschriebenen, typspezifischen Eigenschaften vollständig überprägt worden. Der organische Charakter des Gewässers und seiner Aue ist verloren gegangen. An seine Stelle ist ein geradliniger Verlauf mit einheitlichen Trapezprofilen und Ufersicherungen aus Wasserbausteinen getreten, der dynamische Prozesse unterbindet und zu einem sandig-kiesigen Sohlsubstrat geführt hat. Die vertieften, technischen Ausbauprofile führen auch größere Hochwässer innerhalb des Profils ab und bedingen einheitliche, unnatürlich hohe Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten. Diese stark veränderte Gewässermorphologie (s.Tab. 3.2, MUNLV 2005 a, 2009 b) bewirkt das Fehlen zahlreicher gewässertypspezifischer Strukturen und Habitate im Gewässer, an den Ufern sowie in der Gewässeraue. Im Zuge der Ausbaumaßnahmen an der Niers in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts und nach dem 2. Weltkrieg auf Grundlage des Gesamtplans von 1929, ist die Niers über weite Strecken in einen kanalartigen Fluss mit geradlinigem Verlauf und vereinheitlichten, durch Ufersicherungen festgelegten Ausbauprofilen umgewandelt worden (DREYER, MANHELLER 2008). Dieser Gewässerzustand mit seinem festgelegten Regelprofil wurde durch bauliche Instandhaltung und häufige Sohlräumungen aufrechterhalten (LANPHEN 2008). Die Querbauwerke und Rückstaubereiche sowie die relativ gleichmäßigen Einleitungen von Sumpfungswasser im Oberlauf beeinträchtigen zudem die morphologischen Prozesse (Abflussdynamik, Gewässerbettdynamik, Auendynamik) und den Temperaturhaushalt und haben dadurch Auswirkungen auf die Besiedlung. Die Landentwässerung, die Einleitung von Niederschlagswasser aus versiegelten Flächen (v.a. im Stadtgebiet Mönchengladbach) und die Beaufschlagung mit Abwasser unterhalb des Klärwerks Mönchengladbach-Neuwerk führen zu veränderten hydrologischen und hydraulischen Verhältnissen im Einzugsgebiet. Die Niers ist heute aufgrund dieser starken hydromorphologischen Defizite sowie bestehender Nutzungen, wie v.a. die Landentwässerung und angrenzende Siedlungen, durchgängig als „erheblich verändert“ eingestuft. Das gilt auch für nahezu alle Zuflüsse der Niers (MUNLV 2005 a, 2009 b, www.elwasims.nrw.de).

Tab. 3.2: Anteile der Gewässerstrukturklassen im Einzugsgebiet oberhalb und unterhalb der untersuchten Abschnitte (Daten: LANUV 2010)

Strukturklasse	oberhalb Geldern-Pont	unterhalb Geldern-Pont
Strukturklasse 1 bis 3	4,3	0,6
Strukturklasse 4	4,8	1,8
Strukturklasse 5	21,7	23,9
Strukturklasse 6	34,8	61,7
Strukturklasse 7	23,5	6,6
Keine Zuordnung	10,9	5,2

Heute wird der morphologische Zustand der Niers überwiegend vom damaligen Ausbau geprägt, auch wenn mittlerweile mehrere Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, die insgesamt etwa 6 % des Nierslaufes betreffen (2013, mdl. Mittl. Niersverband). Die Darstellung in Tab. 3.2 zeigt, dass oberhalb der untersuchten Abschnitte im Vergleich zu den unterhalb gelegenen Gewässerstrecken noch „Reststrecken“ mit naturnahen Strukturen (Strukturklasse 1 bis 3, unverändert bis mäßig verändert) und Ansätze von naturnahen Strukturen (Strukturklasse 4, deutlich verändert) vorhanden sind. Gleichzeitig spiegeln sich hier die starke Überprägung des Niersoberlaufs im Stadtgebiet von Mönchengladbach und der o.g. Flächennutzungsanteil von 25 % Siedlungsfläche in deutlich höheren Anteilen der Strukturklasse 7 (vollständig verändert) wider.

3.3 Stoffliche Belastungen

Die ehemals gute Wasserqualität der Niers, die Voraussetzung für eine artenreiche Besiedlung mit Fischen, Kleinlebewesen (Makrozoobenthos) und Pflanzen war (MÜLLER, SCHILLER 2000, DREYER, MANHELLER 2008), ging in der Mitte des 19. Jahrhunderts durch die Anlage und den Betrieb von Färbereien, Bleichereien und Druckereien nach und nach verloren. Hinzu kamen die Abwässer der rasch wachsenden Städte und Gemeinden, die über die allgemeine, zwischen 1880 und 1890 angelegte Kanalisation, eingeleitet wurden. Die Niers wurde so durch große Abwassermengen belastet, die dazu führten, dass der Fluss biologisch tot war und als „Landeskloake“ bezeichnet wurde (NIERSVERBAND 1978).

Als gegensteuernde Maßnahmen wurden erste Kläranlagen errichtet und schließlich 1928 der Niersverband gegründet. 1938 wurde die Kläranlage in Mönchengladbach-Neuwerk, im Niers-Oberlauf gelegen, in Betrieb genommen. Seitdem haben sich die gesetzlichen Anforderungen an die Abwasserreinigung deutlich erhöht und die Reinigungsleistung der Kläranlagen im Niersverbandsgebiet hat sich durch verschiedene Ausbaumaßnahmen in den letzten 20 Jahren deutlich verbessert. Nunmehr beträgt die Reinigungsleistung 95,6 % für CSB, 99 % für BSB₅, 87,6 % für Stickstoff und 96,5 % für Gesamtphosphat. Eine weitere Verbesserung auf Grundlage des derzeitigen Standes der Technik ist für die hier genannten Parameter kaum noch zu erreichen (NIERSVERBAND 2008 a). Die Abwasserbehandlung in der größten Kläranlage in Mönchengladbach-Neuwerk wirkt sich vor allem im unmittelbar unterhalb der Einleitung beginnenden mittleren Niersabschnitt qualitativ aus (Niersverband 2005 a). Am Pegel Oedt (ca. 22 km oberhalb der untersuchten Abschnitte) erreicht der Abwasseranteil aus Kläranlageneinleitungen 45 % des Mittelwasserabflusses (Zeitraum 2005-2007). Die Abwasseranteile reduzieren sich im weiteren Niersverlauf durch den Zufluss von größeren Nebengewässern sowie Grundwasserzustrom. Am Pegel Goch (ca. 35 km unterhalb der untersuchten Abschnitte) liegt der Wert bei 26 % (NIERSVERBAND 2005 a, 2008 a,b).

Heute tritt die dominierende Belastung für die Niers aus den Kläranlagenabläufen durch die deutlich gestiegene Reinigungsleistung der Anlagen zunehmend gegenüber anderen Einflussfaktoren, wie z.B. diffusen Einträgen und Niederschlagswassereinleitungen, zurück (DREYER, MANHELLER 2008). Trotz des erreichten deutlichen Rückgangs der Stickstoff- und Kohlenstofffrachten aus den Kläranlagen (z.B. Reduktion der Ammonium-Konzentrationen um über 90 %) ist nach wie vor der Sauerstoffgehalt als eine im Niersmittellauf – unterhalb des Klärwerks Mönchengladbach-Neuwerk - noch teilweise defizitäre Größe zu benennen, die für die aquatische Besiedlung bedeutsam ist. Hintergrund sind neben organischen Belastungen die hohen Nährstoffgehalte der Niers, die Eutrophierungserscheinungen bewirken. Das daraus resultierende starke Pflanzenwachstum im Gewässer führt zeitweise zu kritischen Verhältnissen im Sauerstoffhaushalt des Gewässers. Tagsüber bedingt die Pflanzenbiomasse eine starke Sauerstoffproduktion und trägt zu einem Anstieg des Sauerstoffgehaltes bei. Nachts kommt es durch die Atmung der Pflanzen zu einem hohen Sauerstoffverbrauch (MÜLLER, SCHILLER 2000). Dadurch tritt zeitweise eine Unterschreitung des Orientierungswertes (LWA 1991, MUNLV 2009 d) von 6 mg/l Sauerstoff vor allem im belasteten mittleren Niersabschnitt auf (Tab. 3.3, Anhang 3.1). Ein Einleitungsschwerpunkt und möglicherweise mitverantwortlich für solch kritische Situationen ist die Einleitung aus den Regenüberlaufbecken des Klärwerks Mönchengladbach-Neuwerk (NIERSVERBAND 2010). Insgesamt verbesserte sich die Sauerstoffkonzentration im Zeitraum 2005 bis 2007 weiter gegenüber den Jahren 2000 bis 2004 (NIERSVERBAND 2008 a).

In der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) wird zum Vergleich als Kenngröße für das höchste ökologische Potenzial ein Sauerstoffgehalt von >8 mg/l angeführt. Die Verbesserung der Sauerstoffgehalte ist daher, wie schon MÜLLER und SCHILLER (2000) formulierten, im Bereich der physikalisch-chemischen Güte auch für den Mittellauf der Niers das wichtigste Ziel. Die Unterbindung der Kläranlageneinleitung im hier untersuchten Niersabschnitt Pont-Süd führte nicht zu nennenswerten Änderungen in den Stoffkonzentrationen, da die Einleitungsmengen gering waren (mdl. Mittl. Niersverband 2008).

Die organische Belastung wird anhand der biologischen Kenngrößen (u.a. Saprobienindex) und der Summenkenngößen CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) und TOC (Gesamtkohlenstoff) deutlich. Die Parameter CSB, TOC, Ammonium-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff überschreiten im Niersmittellauf die Orientierungswerte nach MUNLV (2009 d) (Anhang 3.1). Die Konzentrationen für Nitrat-Stickstoff überschreiten die Zielvorgabe der allgemeinen Güteanforderungen an Fließgewässer (MURL 1991) im gesamten Mittel- und Unterlauf, die für Gesamt-Phosphor nahezu im gesamten Niersverlauf (Tab. 3.3, 3.4, Anhang 3.1).

Der Saprobien-Index (DIN 38410-1, Version 2004) lag im Jahre 2007 lediglich unterhalb der Einleitung des Klärwerks Mönchengladbach-Neuwerk in der Güteklasse II-III, alle übrigen bereits in der Güteklasse II (mäßig belastet) (DREYER, MANHELLER 2008). Die Probestellen

Wachtendonk (8 km oberhalb der untersuchten Abschnitte) und Schloss Haag (5 km unterhalb) des Niersverbandes zeigen von 2005 bis 2007 geringfügige Verbesserungen des Saprobienindex „neu“ an. Die Werte für 2007 liegen mit 2,29 (Wachtendonk) bzw. 2,24 (Schloss Haag) im Bereich der Güteklasse II bzw. der saprobiellen Qualitätsklasse „gut“. Die Werte der LANUV-Messstellen zeigen für 2006 Werte, die sich zwischen den saprobiellen Qualitätsklassen „gut“ und „mäßig“ bewegen und der LAWA-Güteklasse II-III entsprechen (Anhang 3.2). Zur Einordnung der stofflichen Belastungen im Bereich der Untersuchungsabschnitte in Geldern-Pont sind nachfolgend die Sauerstoffgehalte und ausgewählte Nährstoffparameter der ca. 8 km oberhalb gelegenen Messstelle Wachtendonk sowie der ca. 5 km unterhalb gelegenen Messstelle bei Schloss Haag dargestellt.

Tab. 3.3: Messwerte für ausgewählte ACP-Parameter an der Messstelle Wachtendonk (Daten: NIERSSVERBAND 2008 a, Orientierungswerte aus MUNLV 2009 d)

Parameter	Orientierungswert	Mittelwert			Min.-Wert			Max.-Wert			90-Perzentil ¹		
		2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Sauerstoff (mg/l)	>6,0	7,4	7,5	7,5	5,6	6,0	4,9	9,2	9,2	8,6	6,3	6,3	7,3
Sauerstoffsättigung (%)		69	71	71	60	62	49	74	82	81	62	63	66
Ammonium-N (mg/l)	0,30	0,33	0,33	0,29	0,20	0,05	0,11	0,51	0,80	0,67	0,47	0,48	0,43
Nitrit-N (mg/l) ²	0,10	0,10	0,09	0,07	0,02	0,03	0,05	0,20	0,18	0,12	0,16	0,14	0,11
Phosphor-ges. (mg/l)	0,15	0,18	0,19	0,15	0,12	0,05	0,05	0,30	0,39	0,28	0,26	0,38	0,21

¹ bei Sauerstoff /-sättigung: 10-Perzentil

² Güteklasse II nach LAWA 1998

Hinsichtlich des Sauerstoffgehaltes und der Sauerstoffsättigung sowie beim Ammonium-N-Gehalt zeigt sich eine Verbesserung von Wachtendonk flussabwärts bis nach Schloss Haag. Hintergrund ist der in diesem Abschnitt noch stattfindende Abbau der Belastungen, die vom Klärwerk Mönchengladbach-Neuwerk ausgehen. In Wachtendonk treten teilweise Unterschreitungen des Orientierungswertes für Sauerstoff auf. Die Mittelwerte für Ammonium-N liegen an dieser Messstelle in den Jahren 2005 und 2006 über dem Orientierungswert (Tab. 3.3).

Tab. 3.4: Messwerte für ausgewählte ACP-Parameter an der Messstelle Schloss Haag (Daten: NIERSSVERBAND 2008 a, Orientierungswerte aus MUNLV 2009 d)

Parameter	Orientierungswert	Mittelwert			Min.-Wert			Max.-Wert			90-Perzentil ¹		
		2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Sauerstoff (mg/l)	>6,0	8,7	8,8	8,5	6,6	6,4	6,2	10,8	10,8	10,4	7,2	6,8	7,8
Sauerstoffsättigung (%)		81	82	82	72	72	62	89	113	94	73	73	74
Ammonium-N (mg/l)	0,30	0,18	0,18	0,19	0,11	0,05	0,05	0,30	0,54	0,65	0,28	0,26	0,29

Parameter	Orientierungswert	Mittelwert			Min.-Wert			Max.-Wert			90-Perzentil ¹		
		2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Nitrit-N (mg/l) ²	0,10	0,09	0,06	0,06	0,04	0,04	0,03	0,16	0,10	0,12	0,14	0,10	0,07
Phosphor-ges. (mg/l)	0,15	0,18	0,18	0,16	0,11	0,05	0,05	0,34	0,44	0,31	0,26	0,30	0,22

¹ bei Sauerstoff /-sättigung: 10-Perzentil

² Güteklasse II nach LAWA 1998

Die Werte für Nitrit-N und Phosphor-gesamt sind an beiden Messstellen vergleichbar. Bei Nitrit-N wird der Orientierungswert lediglich durch die Maximalwerte überschritten, bei Phosphor-gesamt dagegen wird dieser bereits durch die Mittelwerte überschritten. Auch die Werte der eigenen Untersuchungen zeigen für das Jahr 2006 Überschreitungen des Orientierungswertes für Nitrit (Anhang 3.3). Damit ist nach wie vor ein hohes Nährstoffaufkommen und damit Trophiepotenzial mit möglichen Auswirkungen auf die Besiedlung gegeben (vgl. HERING et al. 2006, ROLAUFFS et al. 2010). Die hohe Nährstoffbelastung in den Gewässern des gesamten Nierseinzugsgebietes und daraus resultierende Verkräutung macht intensive Unterhaltungsmaßnahmen notwendig, die wiederum die Besiedlung der Gewässer beeinträchtigen. Das Totalherbizid Diuron ist im Mittel- und Unterlauf der Niers in Konzentrationen oberhalb der Zielgröße vorhanden (Anhang 3.1). Für verschiedene Metalle (z.B. Zink und Kupfer) und PCB sind ebenfalls erhöhte Werte in der Niers und ihren Zuflüssen festgestellt worden (MUNLV 2005 a, LANUV 2009 a, b, MUNLV 2009 b).

Insgesamt ist an fast allen Gewässerstrecken der Niers ein Überlagern verschiedener Belastungen feststellbar, so dass sich ein „heterogener und flächenhaft betrachtet hoher Belastungsstand zeigt“ (MUNLV 2005 a). Damit bestehen im Nierseinzugsgebiet neben den in Kap. 3.1 und 3.2 beschriebenen hydromorphologischen, hydraulischen und hydrologischen Belastungen auch Einflüsse durch erhöhte stoffliche Parameter. Verschiedene Untersuchungen belegen den Einfluss stofflicher Parameter wie TOC, Phosphor-gesamt, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff und Sauerstoff auf die aquatische Besiedlung und zeigen, dass sie die Einflüsse der lokalen Morphologie überdecken können (HERING et al. 2006, ROLAUFFS et al. 2010, MALONEY, WELLER 2011). Diese Erkenntnis ist für die Untersuchung von Renaturierungen, von Bedeutung, „da Defizite in der Fläche einer Verbesserung des ökologischen Zustandes am Ort geplanter Maßnahmen unter Umständen entgegenstehen“ (ROLAUFFS et al. 2010). Beeinträchtigungen, die negative Auswirkungen auf die aquatische Besiedlung, insbesondere das Makrozoobenthos, haben, sind fehlende Uferstreifen, dadurch fehlende Beschattung und fehlender Eintrag von organischem Material, der Eintrag von Feinsedimenten sowie ein hoher Urbanisierungsgrad und die Abflussregulierung (WOOD, ARMITAGE 1997, BIS et al. 2000, SPONSELLER et al. 2001, ROY et al. 2003, BROSE et al. 2003, MARTEL et al. 2007, PALMER et al. 2010, MATTHEWS et al. 2010). Besonders im Hinblick auf das Ziel des Wiedereinstellens gewässertypspezifischer aquatischer Biozönosen können

stoffliche Belastungen, aber auch der Eintrag von Feinsedimenten aus dem Einzugsgebiet, den Erfolg von Renaturierungen verringern (MILLER et al. 2010, ANTONS 2011).

3.4 Ökologischer Zustand

Die Folgen des beschriebenen hohen Belastungsstandes im Nierseinzugsgebiet sind eine in Teilstrecken nur mäßige Saprobie der Gewässer sowie mäßige bis schlechte ökologische Zustände bezogen die Besiedlung durch Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten (DREYER, MANHELLER 2008, NIERSSVERBAND 2008 a, MUNLV 2009 b). Eine Verbesserung der Besiedlung ist in den letzten Jahren jedoch bereits zu verzeichnen. Neben den Verschmutzungsanzeigern besteht die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos zunehmend wieder aus Arten, die höhere Ansprüche an die Wasserqualität stellen (DREYER, MANHELLER 2008). Vor dem Hintergrund weiterhin sinkender Belastungen durch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel sowie steigender Sauerstoffgehalte (NIERSSVERBAND 2008 a) befindet sich die Niers derzeit in einer Phase der weiteren Verbesserung der saprobiellen und trophischen Bedingungen, die sich weiter positiv auf die Entwicklung der Besiedlung auswirken wird.

Die untersuchten, renaturierten Gewässerstrecken in Geldern-Pont liegen am unteren Ende des Niersmittellaufes, in einem Bereich mit nur mäßigem saprobiellen, mäßigem ökologischen und gutem chemischen Zustand (MUNLV 2009 b). Allerdings deuten die Tendenzen zum „guten“ saprobiellen Zustand bereits die günstigeren Verhältnisse im sich unterhalb anschließenden Niersunterlauf an (guter saprobieller Zustand). Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten Werte für den neuen deutschen Saprobienindex zeigen für die in den Jahren 2005 bis 2007 untersuchten Abschnitte bereits durchweg den „guten“ saprobiellen Zustand an. DREYER und MANHELLER (2008) verdeutlichen die stofflichen Verbesserungen beispielsweise anhand der Ausbreitung der Eintagsfliege *Heptagenia sulphurea* vom Unterlauf im Jahr 2000 bis in den Mittellauf nach Geldern-Pont in 2006/2007. Auch die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* breitet sich in der Niers aufwärts aus. Sie konnte 2004 erstmals im Unterlauf (Goch-Kalbeck, Kessel) nachgewiesen werden (NIERSSVERBAND 2008a) und wurde im Zuge der vorliegenden Untersuchung auch im Mittellauf bei Geldern-Pont gefunden. Durch die sich verbessernde Nährstoff- und Sauerstoffsituation in der Niers gewinnen die Zuflüsse der Niers für deren Wiederbesiedlung ebenfalls eine bedeutende Rolle, da hier z.T. schon über einen längeren Zeitraum geringere organische Belastungen und damit günstigere Güteeinstufungen bestehen und möglicherweise Besiedlungspotenziale vorhanden sind (s. Kap. 9). Seit 2005 kann z.B. *Viviparus contectus* in der Niers nachgewiesen werden, die vorher nur aus dem Mündungsbereich der Issumer Fleuth bekannt war (NIERSSVERBAND 2008 a).

Vor dem dargestellten Hintergrund der bestehenden Belastungssituation im Niersmittellauf und der gleichzeitig noch andauernden stofflichen „Erholungs- und Regenerationsphase“ wird in der vorliegenden Studie untersucht, inwieweit sich durch die umgesetzten Renaturierungen

bereits Veränderungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos zeigen. Während diese Artengruppe direkt von den stofflichen Bedingungen in einem Gewässer beeinflusst wird, ist die Uferfauna mit den untersuchten terrestrischen Gruppen der Laufkäfer und Spinnen weitgehend unabhängig davon.

4 ÜBERSICHT DER UNTERSUCHUNGEN

4.1 Abschnitte

Niersauenkonzept und durchgeführte Renaturierungen im Nierseinzugsgebiet

Im Jahre 1997 hat der Niersverband mit dem Niersauenkonzept ein Maßnahmenprogramm vorgelegt, das für den gesamten Gewässerverlauf geeignete Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung der Gewässer und ihrer Aue darstellt. Dabei wurden die Prinzipien des 1990 aufgestellten Gewässerauenprogramms NRW (MURL 1990) berücksichtigt. Wesentliches Ziel des Konzeptes ist die naturnahe Umgestaltung der Niers und die eigendynamische Gewässerentwicklung, die durch Neutrassierungen, Rückbau des Uferverbau und Profilaufweitungen erreicht werden soll, die Entwicklung der Aue als Lebensraum für Tiere und Pflanzen und ihre wasserwirtschaftliche Nutzung als Überschwemmungsgebiet (NIERSVERBAND 1997). Zum Zeitpunkt der Aufstellung des Konzeptes lagen die heute verfügbaren Leitbildbeschreibungen (LUA 2001 a, b) und fachlichen Vorgaben zur Breite des typspezifischen Entwicklungskorridors (MUNLV 2010) und zum Strahlwirkungskonzept (LANUV 2011) ebenso wenig vor wie das Bewirtschaftungsziel des guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials. Auf Grundlage des Niersauenkonzeptes kann die hydromorphologische Situation der Niers, die zu 71 % in die Strukturklassen 6 (sehr stark verändert) und 7 (vollständig verändert) eingestuft ist (MUNLV 2005 a), dennoch verbessert werden. Damit werden die Voraussetzungen zur Aufwertung der biologischen Qualitätskomponenten nach EU-WRRL sowie für die Fauna und Flora der Ufer- und Auenbereiche geschaffen. Als direktes Planungsziel wurde bislang eine Verbesserung der biologischen Qualitätskomponenten oder gar die Erreichung des guten ökologischen Zustandes/Potenzials bei den einzelnen Maßnahmen nicht formuliert.

Seit dem Jahr 2000 sind durch den Niersverband mehrere Abschnitte der Niers und ihrer Zuflüsse renaturiert worden. Hierzu gehören die Projekte Villermühle in Goch (Niersunterlauf), Baersdonk (Niers, kleine Niers südlich Geldern, Mittellauf), Burgbenden (Grefrath, Mittellauf), Wickrathberger Mühle und Stahlenend (Mönchengladbach, Oberlauf). Diese und weitere in Planung befindliche Projekte umfassen sowohl die Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Querbauwerken als auch Maßnahmen zur Auenreaktivierung und -entwicklung sowie zur naturnahen Entwicklung des Gewässerlaufes selbst (NIERSVERBAND 2009). Bereits im Jahr 1992 ist ein 600 m langer Abschnitt der Niers parallel zum Nierssee in Mönchengladbach naturnah umgestaltet worden. In den Umsetzungsfahrplan für die Niers, der bis Mitte 2012 fertiggestellt wurde (NIERSVERBAND 2012), wurden Maßnahmen des Niersauenkonzeptes sowie darüber hinaus gehende Maßnahmen aufgenommen, die der Umsetzung des „Programms Lebendige Gewässer in Nordrhein-Westfalen“ (MUNLV 2009 b) dienen sollen. Ziel des Programms ist die Verbesserung der Gewässerstrukturen und Durchgängigkeit als Baustein

für die Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials. Der Umsetzungsplan konkretisiert die zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele bis 2027 notwendigen hydromorphologischen Maßnahmen (NIERSVERBAND 2012). Bereits renaturierte, naturnah umgestaltete Abschnitte der Niers werden darin als vorhandene „Strahlursprünge“ eingestuft, die hinsichtlich der aquatischen Besiedlung positive Auswirkungen auf angrenzende Gewässerabschnitte entfalten sollen (DRL 2008, 2009). Ob solche Abschnitte eine derartige Funktion bereits übernehmen und somit hochwertigere und gewässertypischere Lebensgemeinschaften als nicht umgestaltete Gewässerstrecken aufweisen, ist aufgrund weitgehend fehlender Untersuchungen v.a. für das Tiefland nicht bekannt. Umso bedeutsamer sind die in der vorliegenden Dissertation durchgeführten Detailuntersuchungen, die zwar keine direkte Betrachtung einer möglichen Strahlwirkung vornehmen, jedoch neben der Hydromorphologie die aquatische und terrestrische Besiedlung im Hinblick auf bereits eingetretene ökologische Verbesserungen analysieren.

Die vorliegende Dissertation untersucht zwei Gewässerabschnitte in Geldern-Pont, die sich im Mittellauf der Niers befinden und in den Jahren 2000 bzw. 2006 renaturiert wurden und nachfolgend hinsichtlich ihrer Morphologie beschrieben werden. In diesen Abschnitten sind in den Jahren 2005, 2006 und 2007 Geländeerhebungen zur Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna (Laufkäfer, Spinnen) durchgeführt worden.

Die renaturierten Niersabschnitte erstrecken sich über ca. 1,85 km und entsprechen so etwa 1,6 % des gesamten Niersverlaufes. Zusammen mit den weiteren durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen an der Niers sind bis heute (2013) insgesamt 6 % der Niers umgestaltet worden (ca. 7,5 km; Niersverband mdl. Mittl. Juni 2013).

Abschnitt Pont-Süd – degradiert (Zustand vor der Renaturierung)

Der degradierte Abschnitt Pont-Süd ist etwa 800 m lang und weist die im Zuge des Niersausbaus ab den 1930er Jahren hergestellten Charakteristika eines begradigten, technisch ausgebauten Fließgewässers auf. Das Regelprofil hat bei einer Sohlbreite von 8 m bis 9 m im Durchschnitt eine obere Breite von 11 m bis 12. Die Einschnittstiefe der Niers beträgt in diesem Abschnitt ca. 1,7 m und ist damit im Vergleich zum Leitbildzustand, für den 0,5 m angegeben werden (LUA 2001 b), stark erhöht. Die Wasserspiegelbreite beträgt bei mittlerem Niedrigwasserstand (MNW) etwa 9 m, die mittlere Wassertiefe etwa 0,7 m. Die Tiefenvarianz im Quer- und Längsprofil des Abschnitts sowie die Strömungs- und Breitenvarianz sind sehr gering. Das Sohlgefälle liegt bei 0,03 %.

Das Ausbauprofil führt Hochwässer bis zum HHW ab - so stellen es die Querprofile des alten Ausbauentwurfs (Gesamtplan aus dem Jahre 1929) dar. Dementsprechend ist die Anbindung an die Gewässeraue unterbrochen.

Das Gewässerprofil ist an den Ufern durch massive Steinschüttungen aus Wasserbausteinen der Größen 0,1 m bis 0,3 m Durchmesser befestigt (Abb. 4.1). Die Steinschüttungen reichen bis auf die flache Gewässersohle hinab und unterbinden jegliche Gewässerdynamik in Bezug auf Erosions- und Sedimentationsprozesse. Damit ist die Entstehung gewässertypischer Habitatstrukturen und einer gewässertypischen Varianz der Tiefe, Breite und der Fließgeschwindigkeit nicht möglich. Die geringfügige Laufkrümmung im mittleren Bereich des Abschnitts resultiert aus der Querung einer ehemaligen Bahnlinie im 90°-Winkel, auch hier ist die Niers an den Ufern mit Wasserbausteinen befestigt. In dieser Teilstrecke weist das Gewässer punktuell eine Wasserspiegelbreite bis zu 12 m bei MNQ auf. Das Sohlsubstrat besteht überwiegend aus Sand und z.T. Kies. Die Steinschüttungen machen etwa ein Viertel bis ein Drittel des Sohlsubstrates im Gewässerquerschnitt aus. Eine Uferstrukturierung ist kaum feststellbar. Lediglich die überhängende, krautige Ufervegetation (Süßgräser, Rohrglanzgras, z.T. Schilf) und punktuell vorhandene Wurzelbärte der wenigen Ufergehölze tragen zu einer gewissen Differenzierung der ansonsten gleichförmigen Ufer bei. Der rechts- und linksseitige Unterhaltungstreifen wird jährlich ebenso gemäht wie die Gewässersohle (2x/Jahr, NIERSSVERBAND 2006), um zu starke Verkrautungen und damit Abflussbehinderungen zu vermeiden.

Das Gewässerumfeld ist durch landwirtschaftliche Acker- und Grünlandnutzung geprägt, die bis etwa 4 m an die Böschungskante der Niers heranreicht. Im oberen Teil des Abschnitts grenzen linksseitig die Kläranlage Geldern-Pont sowie ein Gartenbaubetrieb an die Niers an und sind von dieser lediglich durch den gemähten Unterhaltungstreifen getrennt. Über kurze Streckenabschnitte schließen sich im linken und rechten Gewässerumfeld Brachflächen bzw. extensiv genutzte Grünlandflächen an. Ansonsten sind lediglich schmale Saumstreifen entlang des Gewässers vorhanden (inkl. Unterhaltungstreifen <5 m Breite). Die Gewässerstrukturgüte für den degradierten Abschnitt Pont-Süd wird in der Aufnahme von 2000 (www.elwasims.nrw.de) mit 5 (stark verändert) bis 6 (sehr stark verändert) angegeben.



Begradigter Verlauf Pont-Süd (April 2006); linkes Umfeld bebaut



Makrophyten, Steinschüttung auf der Gewässersohle, ufernah (Juli 2005)



Festgelegte Ufer durch Ufersteinschüttung (April 2006)



Saumstreifen, angrenzende Ackernutzung (April 2006)

Abb. 4.1: Abschnitt Pont-Süd degradiert 2005 (Fotos: A. Schattmann)

Abschnitt Pont-Süd - renaturiert „jung“ (Zustand nach der Renaturierung)

Die Renaturierung des Abschnitts Pont-Süd erfolgte im Sommer 2006. Die Niers erhielt in diesem Abschnitt ein neues Gerinne, das in geschwungener bis stark geschwungener Form über weite Strecken innerhalb einer Ersatzaua verläuft. Die Ersatzaua liegt zwischen 0,5 bis 1,0 m tiefer als das angrenzende Gelände, das weiterhin landwirtschaftlich genutzt wird. Der Flusslauf ist als Einzelgerinne ohne Verzweigungen und permanent durchflossene Nebenläufe angelegt worden. Teilstrecken des alten Verlaufs wurden als Altarme und Altwasser erhalten. Die Laufauslenkung und Anlage eines geschwungenen Verlaufes bedingen eine Verlängerung der Fließstrecke gegenüber dem degradierten Ausbauzustand um 150 m auf 950 m (+18,75 %). Das Sohlgefälle verringert sich dadurch geringfügig von 0,03 % auf 0,026 %. Die relativ ebene Ersatzaua wird mehrfach im Jahr überflutet, so dass sich typische Auenstrukturen und –biotope entwickeln können. Innerhalb der Ersatzaua sind kleinere Stillgewässer, Blänken sowie eine Hochflutmulde angelegt worden.

Die Wasserspiegelbreite bei mittlerem Niedrigwasserstand (MNW) liegt zwischen 9,5 m und 17 m, im Mittel bei 12,9 m. Das Gewässerbett ist breiter gestaltet als das vorherige Ausbauprofil, u.a. um Totholzelemente einbauen, die heutigen Wasserspiegellagen beibehalten und damit die Hochwassersicherheit angrenzender Nutzungen gewährleisten zu können. Durch die Laufkrümmungen sind ausgeprägte Prall- und Gleitufersituationen entstanden, mit entsprechenden Differenzierungen der Strömungsverhältnisse und Substrate (Abb.4.2). Die Diversifizierung der Substrate wird gefördert durch die eingebrachten Totholzelemente, die die Strömungsverhältnisse jeweils ober- und unterhalb beeinflussen. Es treten zusätzliche Substrate auf, die im Ausbauabschnitt nicht oder nur sehr kleinräumig vertreten sind. Das Einbringen von 14 großen Totholzelementen kann als Besonderheit dieser Renaturierungs-

maßnahme bezeichnet werden. Diese Elemente bestehen teilweise aus großen Pappelstämmen (Längen: 7-10 m, Durchmesser: bis 60 cm), die bei der Umsetzung der Maßnahme angefallen sind und teilweise aus Ansammlungen von kleineren Holzstücken aus stärkeren Ästen der Pappeln. Die Stämme wurden einseitig in den Uferbereich eingebaut bzw. mit Holzpflocken gegen ein mögliches Auftreiben und Abschwemmen gesichert.



Flaches, geschwungenes Gewässerbett innerhalb der Ersatzaue mit Makrophytenpolstern (Oktober 2007)



Substratmosaik aus Makrophyten, Totholz, Genist, Detritus, Sand (Oktober 2007)



Flachufer mit Binsenbeständen (April 2008)



Altarm mit Totholzansammlung (Okt. 2007)

Abb. 4.2: Abschnitt Pont-Süd renaturiert 2007 (Fotos: A. Schattmann)

Die deutliche Laufkrümmung im Zusammenspiel mit den Totholzelementen sowie unterschiedlichen Breitenverhältnissen des Gewässerbettes haben bereits wenige Monate nach der Umsetzung der Maßnahme zur Entstehung verschiedener Lauf-, Sohlen-, Ufer- und Auen-Strukturen geführt (s. Kap. 5). Entlang des neuen Niersverlaufes ist ein Gewässerrandstreifen entsprechend der Abmessungen der erworbenen Liegenschaften vorhanden. Dieser ist im Minimum 16 m, im Mittel 53 m und im Maximum bis über 100 m breit und erstreckt sich von der Böschungskante der Ufer bis zur Grenze der sich anschließenden Nutzungen. Die Flächen werden nicht unterhalten und unterliegen der Sukzession. Neben Offenbodenflächen sind zum Zeitpunkt der Erfassungen (Mai 2007) bereits Seggen- und Binsen sowie Schilfröhrichte entwickelt und wechseln sich mit Brennessel- und Hochstaudenfluren ab. Die Gehölzsukzession wird durch junge Gehölzpflanzungen von Erlen, Eschen und Weiden (*Salix caprea*,

Salix viminalis - Weichholzaue) sowie Hainbuchen und Stieleichen (Hartholzaue) auf Teilflächen unterstützt und läuft auf dem größten Teil der Flächen natürlich ab.

Eine Kartierung der Gewässerstruktur (nach LUA 1998) im Zuge der vorliegenden Untersuchung im Jahr 2006 ergab eine Einstufung in die Strukturgüteklasse 4 und 3 (deutlich bis mäßig verändert) und z.T. 2 (gering verändert).

Abschnitt Pont-Nord - renaturiert „alt“

Der sich unmittelbar flussabwärts anschließende Niersabschnitt Pont-Nord ist im Jahr 1999/2000 renaturiert worden. Es erfolgte eine Neutrassierung des Gewässerlaufes in Anlehnung an die historische Linienführung im linksseitigen Gewässerumfeld mit Anlage einer schmalen Ersatzaue (Abb. 4.3). Die Linienführung ist in Form einer großen Schleife angelegt, die in sich kleinräumig geschwungene Streckenabschnitte aufweist. Die Laufverlängerung in diesem untersuchten Abschnitt beträgt 140 m, d.h. von 370 m im degradierten Ausbauzustand auf heute 510 m, was zu einer geringfügigen Gefälleverringung von geführt hat. Die Maßnahme umfasst über den neuen Verlauf hinaus flussabwärts, parallel zu Haus Diesdonk, einen Abschnitt, in dem die Ufersicherung entfernt und ein leicht mäandrierender Verlauf initiiert wurde, sowie unterhalb von Haus Diesdonk einen neu angelegten Altarm. Die Gesamtlänge der Maßnahme erstreckt sich so über etwa 900 m. Untersucht wurde nur der Abschnitt der Neutrassierung, um eine Vergleichbarkeit in Bezug auf die Art der Maßnahme mit dem renaturierten Abschnitt Pont-Süd zu gewährleisten.



Neuer Niersverlauf mit aufkommenden Ufergehölzen (Juni 2006)



Substratmosaik aus Sand, Feindetritus, Makrophyten und Holz (Mai 2006)



Buchtenufer mit Erlenufergehölzen (Juli 2006)



Altwasser im Umfeld der neuen Niers (April 2008)

Abb. 4.3: Abschnitt Pont-Nord renaturiert 2005-2007 (Fotos: A. Schattmann)

Innerhalb der schmalen Ersatzau, die ca. 0,5 m unterhalb des anstehenden Geländes liegt, verläuft das Gerinne, welches in eine unterschiedlich geböschte Mittelwasserzone mit anschließendem abgeflachten Übergang in den Auenbereich übergeht (NIERSVERBAND 1998). Die Ersatzau wird mehrfach im Jahr überflutet. Das Gewässer wurde als Einzelgerinne ohne Verzweigungen oder Nebenarme hergestellt. Innerhalb der Ersatzau wurden jedoch flache Mulden und Rinnen angelegt, die überwiegend eine temporäre, z.T. auch permanente Wasserführung aufweisen und teilweise bei Abflüssen über Mittelwasser (MW) mit dem Hauptlauf verbunden sind. Der ehemalige geradlinige Niersverlauf des Ausbaustandes ist unterstromig an die Niers angebunden und bleibt als Altarm mit dem neuen Niersverlauf verbunden. Oberstromig wird dem Altarm eine geringe Wassermenge aus der Niers zugeleitet, um die zügige Verlandung zu verlangsamen.

Durch die Neutrassierung des Gerinnes mit einer geschwungenen Linienführung und wechselnden Uferböschungen konnte eine größere Anzahl unterschiedlicher Sohl- und Uferstrukturen entstehen (s. Kap. 5). Die verschiedenen Auenstrukturen, wie z.B. Stillgewässer und Rinnenstrukturen, sind morphologisch durch die Maßnahmenumsetzung hergestellt worden. Sie entwickeln sich nun im Zuge der Sukzession und unter dem Einfluss des Überschwemmungsregimes der Niers weiter. Die Gehölzinitialpflanzungen sind zum Zeitpunkt der Untersuchungen zu Gehölzgruppen und Gebüschern herangewachsen und weitere Gehölzbestände haben sich im Zuge der Sukzession entwickelt. Es wechseln sich in der Ersatzau sowie den höher liegenden, nicht mehr genutzten Flächen der Maßnahme Gehölzgruppen (Weiden wie *Salix viminalis*, *Salix caprea*, Erlen, Eschen) mit Röhrichtbeständen (Schilf, Seggen, Binsen), permanent sowie temporär wasserführenden Stillgewässern, wechselfeuchten Kleingewässern, wechselfeuchten Rinnen und Mulden und teilweise größeren Brennesselbeständen ab. Pflegemaßnahmen finden in den Auen- und höher liegenden Bereichen nicht mehr statt. Die Breite der Gewässerrandstreifen rechts- und linksseitig des neuen Niersverlaufes beträgt im Mittel 102 m, bei einem Minimum von 25 m und einem Maximum von etwa 160 m.

Eine Kartierung der Gewässerstruktur (nach LUA 1998) im Zuge der vorliegenden Untersuchung im Jahr 2006 ergab eine Einstufung in die Strukturgüteklasse 3 (mäßig verändert) und z.T. 2 (gering verändert).

4.2 Untersuchungsdesign

Hydromorphologie

Die Aufnahme der hydromorphologischen Parameter der Abschnitte Pont-Nord (renaturiert) und Pont-Süd (degradiert) erfolgte im Juli 2005 und stichprobenartig im Mai 2006 zur Feststellung möglicher Unterschiede zwischen den Jahren. Es wurden keine Veränderungen zwischen den Jahren 2005 und 2006 festgestellt. Das gilt sowohl für den durch Steinschüttungen am Ufer befestigten Abschnitt Pont-Süd, als auch für den renaturierten Abschnitt Pont-Nord. Die minimalen Unterschiede in den Daten aus 2005 und 2006 resultieren aus Abweichungen im Wasserstand von wenigen Zentimetern. Diese Feststellung macht die geringe laterale Verlagerungstendenz der Niers deutlich, die u.a. auf den Verlauf des renaturierten Abschnitts innerhalb von bindigen, lehmig-tonigen Böden und auf das geringe Gefälle zurückgeht. Zusammen mit den eher geringen Abflussschwankungen im Jahresverlauf und vergleichsweise geringen hydraulischen Kräften (LUA 2001 b) kann die Niers als „entwicklungsträges Gewässer“ bezeichnet werden (vgl. KERN 1994). Daher erfolgt die Darstellung und Auswertung der hydromorphologischen Daten nur auf Grundlage des Datensatzes aus 2005 im Vergleich für die untersuchten Abschnitte Pont-Nord (renaturiert) und Pont-Süd (degradiert). Die Geländeaufnahmen im renaturierten Abschnitt Pont-Süd erfolgten im Mai 2007 (Tab. 4.2).

Die Untersuchungen zur Hydromorphologie umfassten die Aufnahme von Strukturen (Art und Anzahl) der Gewässersohle, Ufer und Aue, die transektweise Erfassung von Wasserspiegellbreite, bordvoller Breite, Einschnittstiefe, Breite der amphibischen Zone, der Ersatzaue und des Gewässerrandstreifens. Entlang der Transekte wurden zudem an Profilkpunkten im Abstand von 0,5 m die Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit gemessen sowie die Sohlsubstrate aufgenommen (s. Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Übersicht über die Transekte, Messpunkte und Längen der untersuchten Abschnitte

Abschnitt	Pont-Süd degradiert	Pont-Süd renaturiert	Pont-Nord renaturiert
Parameter		= renaturiert „jung“	= renaturiert „alt“
Anzahl Transekte	20	22	16
Anzahl Messpunkte	414	574	316
Abschnittslänge (untersucht)	800 m	980 m	510 m*

*untersuchte Abschnittslänge des neu trassierten Verlaufes – Maßnahmenlänge gesamt ca. 800 m

Aus diesen drei Parametern wurde die Habitatvielfalt der Gewässersohle ermittelt (s. Kap. 5). Außerdem wurde die Substratverteilung in den Abschnitten dargestellt und hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, Verteilung und Diversität zwischen dem degradierten Abschnitt und den renaturierten Abschnitten verglichen. Die Transekte im Abschnitt Pont-Süd wurden in einem Abstand von 40 m erfasst. Aufgrund der geringeren Lauflänge wurden die Transektabstände im renaturierten Abschnitt Pont-Nord auf 25 m reduziert, um noch 16 Transekte und eine entsprechende Anzahl von Datensätzen zu erhalten. Eine Vergleichbarkeit ist durch die immer noch relativ großen Abstände gegeben.

Neben dem Einflussfaktor „Renaturierung“, der durch die Vergleiche zwischen den renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt untersucht wird, ist auch eine Betrachtung des Einflussfaktors „Sukzession“ durchgeführt worden. So war die Analyse der zeitlichen Entwicklung zwischen den beiden renaturierten Abschnitten unterschiedlichen Alters möglich (Tab. 4.2). Dazu wurden die hydromorphologischen Metrics der Abschnitte Pont-Süd (renaturiert-jung) und Pont-Nord (renaturiert-alt) miteinander verglichen. Der Abschnitt Pont-Süd renaturiert stellt dabei eine junge Renaturierungsmaßnahme dar, die etwa zehn Monate nach der Herstellung untersucht wurde. Der Abschnitt Pont-Nord wird als ältere Renaturierungsmaßnahme bezeichnet, die 5 Jahre nach der Umsetzung hydromorphologisch aufgenommen wurde.

Tab. 4.2: Übersicht über die Abschnitte, Untersuchungszeitpunkte und betrachteten Einflussfaktoren bei der Hydromorphologie

(x) – die Aufnahmen in 2006 fanden nur stichprobenartig statt und zeigten, dass die Verhältnisse weitgehend denen aus 2005 entsprechen.

Zeitpunkte der Untersuchungen	Einflussfaktor	Abschnitte		untersuchter Einflussfaktor:
		Pont Süd - degradiert -	Pont Nord - renaturiert -	
2005 (Juli)		x	x	Renaturierung
2006 (Mai)		(x)	(x)	
	Renaturierung			
2007 (Mai)		x		
untersuchter Einflussfaktor:		Renaturierung	Sukzession	

Die hydromorphologischen Metrics können drei Ebenen zugeordnet werden, der Makro-, Meso- und Mikro-Ebene. Während sich Metrics der Makro-Ebene auf großräumigere Bereiche wie die Abschnitte beziehen, betrachten die Metrics der Meso-Ebene kleinräumigere Differenzierungen wie z.B. Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen. Auf der Mikro-Ebene stehen dann die einzelnen Substrate und die Habitatbedingungen der Gewässersohle im Fokus. Damit lassen sich die in Tab. 4.2 dargestellten Abschnitte in Bezug auf die genannten Parameter

zeitlich und räumlich gut vergleichen, um Unterschiede in der Ausprägung der Parameter identifizieren und die Wirkung der Renaturierungsmaßnahmen beschreiben zu können (s. Kap. 5).

Makrozoobenthos

Die Probenahmen im Jahr 2005 fanden im Juli statt (Abschnitte Pont-Nord, Pont-Süd degradiert). In den Jahren 2006 und 2007 wurde im Mai untersucht (Pont-Nord, Pont-Süd degradiert, Pont Süd renaturiert) (Tab. 4.4). Ergänzende Aufnahmen fanden im Abschnitt Pont-Süd (renaturiert-jung) noch im Juli/August 2007 statt. Es wurden 251 substratspezifische Einzelproben genommen, die getrennt mit ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008) berechnet wurden, um Metricausprägungen für jede Einzelaufnahme zu ermitteln. Die Proben wurden bestimmt nach NESEMAN, NEUBERT (1999), EGGERS, MARTENS (2001), EGGERS, MARTENS (2004), HENRY, MAGNIEZ (1983), GRUNER (1965), HEIDEMANN, SEIDENBUSCH (2002), SAVAGE (1989), ELLIOT (1996), SUNDERMANN, LOHSE (2004), REYNOLDSON, YOUNG (2000), PAULS (2004), SCHMEDTJE, KOHMANN (1992), GLOER, MEIER-BROOK (2003), KILLEEN, ALDRIDGE, OLIVER (2004), GROSSER, HEIDECKE, MORITZ (2001), BAUERNFEIND, HUMPECH (2001), EISELER (2005), HAYBACH, MALZACHER (2003), STUDEMANN et al. (1992), GERKEN, STEINBERG (1999), BELLMANN (1993), GÜNTHER, SCHUSTER (2000), SCHAEFER (2000), HÖLZEL (2002), FREUDE, HARDE, LOHSE (1971, 1979), LOHSE, LUCHT (1989, 1992), KLAUSNITZER (1991, 1994, 1996, 1997), NEU, TOBIAS (2004), PITSCH (1993), WARINGER, GRAF (1997 inkl. Ergänz. 2000), EDINGTON, HILDREW (1995), WALLACE et al. (1990) und für jede Einzelprobe eine gesonderte Taxaliste erstellt.

Die Daten des Makrozoobenthos wurden sowohl auf Abschnittsebene als auch auf Substratebene verglichen. Auf Abschnittsebene erfolgte die Analyse der Daten sowohl auf der Grundlage von erstellten Gesamttaxalisten für jeden Abschnitt, als auch auf Basis der Einzeltaxalisten der Substrate (s. Kap. 6). Zur Erstellung der Gesamttaxalisten der Abschnitte wurden die Individuenzahlen der Einzelproben zunächst für jedes Substrat gemittelt und anschließend unter Berücksichtigung der jeweiligen Substratanteile neu berechnet (Tab. 4.3). Die Gesamttaxalisten konnten dann auf ihre Ähnlichkeit hin untersucht werden (Renkonen-Index). Der ökologische Zustand der untersuchten Abschnitte wurde jeweils auf Grundlage von 20 entsprechend der vorhandenen Substratanteile zufällig ausgewählten Einzelproben mit ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008) berechnet. Der Vergleich der renaturierten und degradierten Abschnitte auf Grundlage der Einzeltaxalisten erfolgte anhand zahlreicher Metrics (51) und Taxa (60) (Kap. 6) mittels verschiedener statistischer Verfahren (einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA), U-Tests nach Mann-Whitney, Darstellungen als Box-Whisker-Plots).

Der Vergleich der Besiedlung des Makrozoobenthos auf Substratebene erfolgt ebenfalls für die ausgewählten Metrics und Taxa. Darüber hinaus wurde die Besiedlung der unterschiedlichen Substrate miteinander verglichen.

Tab. 4.3: Räumliche Betrachtungsebenen und Datenebenen beim Makrozoobenthos

Datenebene		räumliche Ebene		
Datengrundlage	Datenauswahl	Abschnitte (für die Einflussfaktoren: Renaturierung, Sukzession, jährliche Variabilität	Substrate (für die Einflussfaktoren: Renaturierung, Sukzession, jährliche Variabilität	Substrate (substratspezifische Analyse aller Einzelproben)
Gesamttaxa-listen (Abschnitte)	20 Teillisten gem. Substrat- anteile	Ökologischer Zustand	-	-
	Durchschnittl. Besiedlung/ Abschnitt	Ähnlichkeiten (Renkonen)	Ähnlichkeiten (Renkonen)	Ähnlichkeiten (Renkonen)
Einzeltaxalisten (Einzelproben)	Listen aller Substrate	Taxa	Taxa	Taxa
		Metrics	Metrics	Metrics
	Listen gemeinsamer Substrate	Taxa	Taxa	Taxa
		Metrics	Metrics	Metrics

Die Makrozoobenthosaufnahmen für die Abschnitte Pont-Nord und Pont-Süd erfolgten in den Jahren 2005 und 2006, da das Klärwerk Geldern-Pont im Oktober 2005 stillgelegt wurde. Ein Vergleich der Daten aus 2005 (für die Abschnitte Pont-Süd degradiert, Pont-Nord renaturiert) mit denen aus 2007 (Pont-Süd renaturiert) im Hinblick auf den Einflussfaktor Renaturierung könnte durch eine veränderte Wasserqualität nach Beendigung der Kläranlageneinleitung beeinflusst werden. Daher wurden zunächst die Datensätze für 2005 und 2006 im Hinblick auf eine Veränderung des Saprobienindex (neu) betrachtet. Da ein solcher saprobieller Effekt nicht feststellbar war (Tab. 6.3), konnte ein Vergleich der Datensätze in Bezug auf die Einflussfaktoren Renaturierung, Sukzession sowie jährliche Variabilität vorgenommen werden (s. Tab. 4.4). Auch die vorliegenden chemischen Daten zu den oberhalb und unterhalb gelegenen Messstellen Wachtendonk und Schloss Haag zeigen keine Veränderungen durch die Aufgabe des Klärwerks Geldern-Pont.

Die Untersuchung der jährlichen Variabilität war bedeutsam, um solche Taxa und Metrics zu ermitteln, die große jährliche Schwankungen in ihrer Häufigkeit bzw. Ausprägung zeigen und damit als Indikatoren für Veränderungen durch die Renaturierungen nicht geeignet sind (s. Kap. 6, Kap. 7). Beim Makrozoobenthos ist die Variabilität meist deutlich ausgeprägt und kann die Aussagekraft von Metrics in Bezug auf die Wirkung von Maßnahmen zur Renaturierung reduzieren (BROOKS et al. 2002, CLARKE et al. 2006 in MATTHEWS et al. 2010). MATTHEWS

et al. (2010) folgern daraus, dass das Makrozoobenthos zu wenig sensitiv ist um frühzeitige Veränderungen durch Renaturierungen anzeigen zu können.

Tab. 4.4: Übersicht über die Abschnitte, Untersuchungszeitpunkte und betrachteten Einflussfaktoren beim Makrozoobenthos

Zeitpunkte der Untersuchungen	Einflussfaktor	Abschnitte		untersuchter Einflussfaktor:
		Pont Süd - degradiert -	Pont Nord - renaturiert -	
2005 (Juli)	<i>Stilllegung Kläranlage Pont</i>	x	x	Renaturierung
2006 (Mai)		x	x	Renaturierung
untersuchter Einflussfaktor:		KA-Stilllegung/ jährliche Variabilität	KA-Stilllegung/ jährliche Variabilität	
	<i>Renaturierung</i>			
2007 (Mai)		X		
untersuchter Einflussfaktor:		Renaturierung	Sukzession	

Uferfauna

Die Erfassung der Uferfauna erfolgte zwischen Ende April und Mitte Mai 2006 für die Abschnitte Pont-Nord (renaturiert-alt) und Pont-Süd (degradiert) und im gleichen Zeitraum 2007 für den Abschnitt Pont-Süd (renaturiert-jung). Es wurden dazu insgesamt 83 Barberfallen ausgebracht, mit denen am Ufer, in den ufernahen Habitaten und in den Habitaten der Ersatzauen (Ufer der Stillgewässer, Rinnensysteme) die dortigen Laufkäfer und Spinnen erfasst wurden. In den renaturierten Abschnitten mussten, bedingt durch den Strukturreichtum von Gewässer und Aue, je 33 bzw. 32 Fallen ausgebracht werden, um die Strukturvielfalt abbilden zu können. Im degradierten Abschnitt wurden 18 Fallen auf der Böschung des gleichförmigen Trapezprofils in Abständen zwischen 0,5 m und 3 m vom Gewässer ausgebracht. Als Fangflüssigkeit wurde Ethylenglykol verwendet, nach dem Aussortieren und gleichzeitigen Trennen von Laufkäfern und Spinnen sowie weiterem Material wurden die Tiere in 70 %-igen Alkohol überführt. Für jeden Fallenstandort wurde eine Artenliste erstellt, die die Grundlage für die weitere Auswertung darstellte. Darüber hinaus wurden Angaben zur Charakterisierung der Standorte hinsichtlich Bewuchs, Beschattung, Deckungsgrad und Bodenfeuchte (qualitativ) erfasst (Anhang 4.1).

Neben dem Einflussfaktor „Renaturierung“ ist auch hier eine Betrachtung des Einflussfaktors „Sukzession“ möglich (Tab. 4.5).

Tab. 4.5: Übersicht über die Abschnitte, Untersuchungszeitpunkte und betrachteten Einflussfaktoren bei der Uferfauna

Zeitpunkte der Untersuchungen	Einflussfaktor	Abschnitte		untersuchter Einflussfaktor:
		Pont Süd - degradiert -	Pont Nord - renaturiert -	
2006 (Mai)		x	x	Renaturierung
	Renaturierung			
2007 (Mai)		x		
untersuchter Einflussfaktor:		Renaturierung	Sukzession	

Für den Vergleich der degradierten und renaturierten Abschnitte wurden biologische Metrics für die Gruppen Laufkäfer und Spinnen ausgewählt und für jede Taxaliste der einzelnen Fallen berechnet (s. Kap. 8). Die methodische Vorgehensweise zur statistischen Analyse entspricht der beim Makrozoobenthos. Anhand dieser Daten konnten dann signifikante Unterschiede zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten herausgearbeitet und die Wirksamkeit der beiden Renaturierungsmaßnahmen bewertet werden.

5 HYDROMORPHOLOGIE IM VERGLEICH RENATURIERT - DEGRADIERT

5.1 Einführung

Hydromorphologische Veränderungen der Fließgewässer

Zu den frühesten menschlichen Eingriffen in die Fließgewässerökosysteme Europas gehören die großflächigen Entwaldungen und die Bodenkultivierung zur Landnutzung, die starke Veränderungen des Wasserhaushaltes in Richtung eines verstärkten Oberflächenabflusses und Sedimenttransportes verursachten (KERN 1994, TOCKNER et al. 2009). Das Abflussverhalten der Fließgewässer wurde dadurch ebenso beeinflusst wie das Erosions- und Sedimentationsverhalten, woraus sich wiederum Einflüsse auf die Hydromorphologie ergaben.

In Mitteleuropa resultieren hydromorphologische Veränderungen der Fließgewässer maßgeblich aus den seit dem Mittelalter intensiver werdenden, vielfältigen Nutzungen der Gewässer und ihrer Auen (GUNKEL 1996). Neben der frühzeitigen Wasserkraftnutzung durch Mühlen mit entsprechender Laufverlegung und Aufstau der Fließgewässer sind umfangreiche technische Ausbaumaßnahmen zum Hochwasserschutz (Begradigung, Eindeichung), zur Schifffahrt, zur Sicherstellung der (Abwasser-) Vorflut und zur Be- und Entwässerung sowie Trinkwassergewinnung (Talsperren) durchgeführt worden (VON KEITZ, SCHMALHOLZ 2002). Folge dieser Nutzungen waren die Gewässerverschmutzung und vor allem morphologische Veränderungen der Gewässerverläufe. Die resultierenden Laufbegradigungen, -vertiefungen und -verkürzungen, die Festlegung durch Ufer- und Sohlverbau sowie Vergrößerung der Querprofile bewirkten einen Verlust der typspezifischen Habitatvielfalt und Gewässerstrukturen sowie der eigendynamischen Entwicklung (GUNKEL 1996). Die Habitatbedingungen und Substratzusammensetzung wurden dadurch nivelliert und die aquatischen Lebensgemeinschaften verarmten (NIEMEYER-LÜLLWITZ 1985, BURKHARDT 1995). Querbauwerke beeinträchtigen die Wanderbewegungen aquatischer Organismen und damit die ökologische Durchgängigkeit (MUNLV 2005 c), verändern jedoch zusätzlich die Abfluss- und Gewässerbettdynamik (DVWK 1996). Die Laufbegradigungen und -verkürzungen führten zudem zu erhöhtem Sohlgefälle und damit größerer Schleppkraft, die wiederum Tiefenerosion, ein Absinken des Wasserspiegels im Gewässer und des Grundwasserspiegels verursachten. Die Folge waren deutliche Veränderungen im Landschaftswasserhaushalt und der Verlust von Auenstandorten (TOCKNER et al. 2009). Inzwischen sind mehr als drei Viertel (77,9 %) der Auen- und Gewässerbiotope gefährdet (ELLWANGER et al. 2012). Vor allem die Tieflandgewässer in weiten Teilen Mitteleuropas sind durch diese verschiedenen technischen Ausbaumaßnahmen bis zu 90 % hydromorphologisch stark verändert (NIENHUIS et al. 2002; VERDONSCHOT, NIJBOER 2002). Die Vernetzung zwischen den Fließgewässern und ihren Auen wurde durch die Tieferlegung zur Landentwässerung und die Abtrennung von Altarmen und

Auenbereichen (z.B. durch Deiche) stark eingeschränkt bzw. unterbunden. Durch die hohe Nutzungsintensität der Gewässerauen sind heute 88 % der Auwälder an Europas Flüssen verschwunden (HILDREW, STATZNER 2009) und damit ihre ökologischen Funktionen wie der Hochwasser-, Fest- und Nährstoffrückhalt, die laterale Vernetzung mit den Fließgewässern, die Funktion als Verbundachsen sowie die Lebensraumfunktion für auentypische Pflanzen und Tiere. JUNGWIRTH et al. (2003) stellen fest, dass letztlich erst die systematischen Regulierungen und die umfassenden energiewirtschaftlichen Nutzungen des 20. Jahrhunderts zur großflächigen Monotonisierung vieler Flusslandschaften bis hin zur vollkommenen Zerstörung der aquatischen Lebensräume geführt haben.

Die Bestandsaufnahme (MUNLV 2005 a) und der Bewirtschaftungsplan (MUNLV 2009 b) zeigen diese Defizite in der Hydromorphologie auf sowie die daraus resultierenden Defizite in der Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten. Die Situation in Deutschland insgesamt (BMU 2010) sowie Mitteleuropa ist vergleichbar (HILDREW, STATZNER 2009). Daten der LAWA (2002) für Deutschland zeigen, dass lediglich 10 % der Fließgewässer strukturell unverändert oder gering verändert sind und weitere 11 % eine mäßige Veränderung aufweisen. Damit erreicht nur etwa ein Fünftel der Fließgewässer den hydromorphologischen Zielzustand („mäßig verändert“) als Voraussetzung für eine gewässertypische aquatische Besiedlung. Knapp 80 % der Fließgewässer weisen dagegen eine deutliche bis vollständig veränderte Hydromorphologie auf. Dementsprechend erreichen nur 10 % (BMU 2010) der Fließgewässer in Deutschland den guten ökologischen Zustand.

Im Nierseinzugsgebiet äußern sich die Veränderungen der Hydromorphologie als Ergebnis des technischen Gewässerausbaus und der intensiven landwirtschaftlichen und urbanen Nutzung in einer meist stark bis sehr stark veränderten Gewässerstruktur (s. Kap. 3.2).

Ableitung von Maßnahmen zur naturnahen Gewässerentwicklung

Um das Ziel des guten ökologischen Zustandes nach EU-WRRL erreichen zu können (EG 2000), sind somit umfangreiche Maßnahmen zur hydromorphologischen Verbesserung der Fließgewässer und ihrer Auen notwendig. Vor allem an den Tieflandgewässern besteht ein besonders großer Handlungsbedarf aufgrund der intensiven anthropogenen Nutzungen (LORENZ, JANUSCHKE 2011). Dazu gehören Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern und Gewässerabschnitten, die in Nordrhein-Westfalen durch das Programm „Lebendige Gewässer“ gefördert werden (MUNLV 2009 b, c). Durch Renaturierungen soll die typspezifische hydromorphologische Ausstattung der Gewässer als Voraussetzung für die Etablierung der typspezifischen Biozönosen mit ihren Leitarten wieder hergestellt werden.

Grundsätze für die Renaturierung der Fließgewässer sind heute die Bereitstellung eines typspezifischen Entwicklungskorridors, das Ermöglichen einer eigendynamischen Laufentwicklung, die Herstellung der Längsdurchgängigkeit und die Vernetzung von Gewässer und Aue (MUNLV 2010 a, DWA 2010b). In Nordrhein-Westfalen wird bei der Maßnahmenumsetzung an Fließgewässern dem Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept (LANUV 2011) gefolgt. Damit sollen positive Effekte, die von naturnahen Abschnitten auf den ökologischen Zustand angrenzender Gewässerabschnitte ausgehen (DRL 2008), gezielt genutzt werden, um das Ziel des guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials in Wasserkörpern und Gewässersystemen zu erreichen (MUNLV 2009 b), ohne dabei jede Gewässerstrecke umgestalten zu müssen. Grundlage für die Planung und Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen ist die typologische Zuordnung und der Bezug zum Leitbild des jeweiligen Gewässertyps (MUNLV 2010). Die Ziele der Maßnahmen sollten anhand der Referenzbedingungen oder der potenziell natürlichen Situation definiert werden, die sich wiederum an den natürlichen oder naturnahen Bedingungen orientieren (THORNE et al. 1997, LUA 2001 b, PALMER et al. 2005, vgl. Kap. 4.1).

Bisherige Untersuchungen von Maßnahmenwirkungen

Zahlreiche Untersuchungen belegen inzwischen die positive morphologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen (MUOTKA et al. 2002, PRETTY et al. 2003, HARRISON et al. 2004, LEPORI et al. 2005, JÄHNIG 2007, LORENZ et al. 2009, JÄHNIG et al. 2008, 2009b, SUNDERMANN et al. 2009, PALMER et al. 2010). Ziele dieser Maßnahmen sind häufig die Wiederherstellung der Naturnähe und die Verbesserung der Habitatdiversität sowie der Substrat- und Strömungsverhältnisse, von denen angenommen wird, dass sie sich auch auf die faunistische Besiedlung auswirken (BROSSE et al. 2003, TOWNSEND et al. 2003).

Die Maßnahmen zur Renaturierung können auf die Auen- und Gewässerbettodynamik einwirken und so die Struktur- und Habitatvielfalt im Gewässer sowie in der Aue beeinflussen. Da die Maßnahmen meist lokal begrenzt sind, werden Einflüsse höherer Skalen im Einzugsgebiet (z.B. Abflussregime, stoffliche Belastungen, Landnutzung, Strukturgüte oberhalb, Feinsedimenteintrag) nicht verändert. Der Einfluss dieser Skalen auf die lokalen Renaturierungsmaßnahmen ist inzwischen gut dokumentiert (WOOD, ARMITAGE 1997, WEIGEL et al. 2003, ALEXANDER, ALLAN 2007, WAGNER, ARLE 2008, ROLAUFFS et al. 2010, PALMER et al. 2010).

Im Detail konnten bei bisherigen Untersuchungen in renaturierten Gewässerstrecken beispielsweise Verbesserungen der Habitatqualität und -quantität auf der Abschnittsebene bis hin zur Mikrohabitatebene in Gewässer und Aue festgestellt werden. Häufig waren auch eine Zunahme der Substrat- und Habitatdiversität, die Bildung von Uferbänken und Pools, die

Verbesserung von Laichhabitaten, die Veränderung der Substratzusammensetzung, die Verringerung der Fließtiefe und eine hohe Wirksamkeit von Totholz (WOLFERT 2001, ROHDE et al. 2004, MOERKE et al. 2004, KLEIN et al. 2007, MILLER et al. 2010) erkennbar. In den meisten Fällen betrachten diese Untersuchungen nur Vergleiche von renaturierten mit nicht renaturierten Abschnitten, ein Vorher-Nachher-Vergleich (Before-after-Control-Impact) erfolgt nicht (SUNDERMANN et al. 2009, HERING et al. 2011). Die vorliegende Studie beleuchtet an einem Fallbeispiel die hydromorphologischen Veränderungen durch Vorher-Nachher-Untersuchungen und Mit-Ohne-Untersuchungen sowie die Entwicklung zweier unterschiedlich alter Renaturierungsmaßnahmen. Vor allem für Tieflandflüsse liegen bislang noch wenige Erkenntnisse zur hydromorphologischen und ökologischen Wirksamkeit von Renaturierungen vor (LORENZ et al. 2009, KAIL, WOLTER 2011).

Folgende wesentliche Fragen sind daher für die Tieflandgewässer noch offen:

1. Welche qualitativen und quantitativen Wirkungen haben die Renaturierungsmaßnahmen auf die Hydromorphologie?
2. Auf welchen räumlichen Skalen finden Veränderungen statt?
3. In welche Richtung gehen die hydromorphologischen Wirkungen – werden typspezifische Ausprägungen von Struktur- und Habitatparametern erreicht?
4. Sind die festgestellten Wirkungen und Strukturen dauerhaft bzw. nachhaltig?
5. Unterscheiden sich die Wirkungen in verschieden alten renaturierten Abschnitten?
6. Treten negative hydromorphologische Wirkungen auf? Verbleiben Defizite? Was sind die Ursachen? Können diese durch ergänzende Maßnahmen beseitigt werden?

Die Beantwortung dieser Fragen ist grundsätzlich bedeutsam, um künftige Maßnahmen hinsichtlich ihrer Art, Ausgestaltung und Ausdehnung (z.B. Maßnahmenverbund) und damit hydromorphologischen sowie ökologischen Wirkungen optimieren zu können.

Grundsätzlich unterscheiden sich Tiefland- von Mittelgebirgsfließgewässern durch eine wesentlich geringere Dynamik infolge des geringeren Gefälles und der geringeren Abflusssdynamik in Bezug auf die Größe und Häufigkeit der Abflussschwankungen. Vor diesem Hintergrund könnten die Wirkungen von Renaturierungen im Tiefland möglicherweise geringer oder zeitlich verzögert ausfallen. Fließgewässer der Mittelgebirge sind meist durch eine hohe Abflusssdynamik, hohes Gefälle und starken Geschiebetransport mit Ver- und Umlagerungen von grobem Substrat gekennzeichnet. Aufgrund dieser Randbedingungen ist für Mittelgebirgsfließgewässer davon auszugehen, dass bettbildende Prozesse, die sich auf die Struktur- und Habitatvielfalt des Gewässers auswirken, durch initiale Maßnahmen, wie z.B. die Entnahme von Uferverbau, Profilaufweitung oder Neutrassierung des Gewässerlaufes, zügig

in Gang gesetzt werden können. Tieflandfließgewässer in Feinmaterialauen sind im Vergleich dazu durch eine geringere Abflussdynamik, geringeres Gefälle und eine sehr geringe bis fehlende Geschiebeführung geprägt. Die morphologische Entwicklung in solchen Gewässern geht nur langsam vonstatten, wenn sie innerhalb bindiger, schwer erodierbarer Sedimente wie Lößlehm- und Auenlehmsedimente verlaufen. KERN (1994) bezeichnet Gewässer, die in solche kohäsiven Sedimente eingebettet sind, als „entwicklungsträge“.

Grundsätzlich sind auch im Tiefland trotz geringerer Dynamik hydromorphologische Verbesserungen infolge solcher Maßnahmen zu erwarten, sofern die eigendynamische Entwicklung durch den Rückbau von Uferverbau und die Initiierung oder Anlage einer typspezifischen Linienführung ermöglicht wird (DICKHAUT 2006, LORENZ et al. 2009). Diese wird durch die Hauptfaktoren Gefälle, anstehendes Substrat und Abflussregime bestimmt (BRIEM 2002). Erst durch ein gekrümmtes Gewässerbett wird die naturnahe Breiten- und Tiefenvarianz mit der für die Fauna so bedeutenden Strömungsdifferenzierung erreicht (KERN 1994). Der Wiederherstellung der typspezifischen Linienführung im Zuge von Maßnahmen zur Renaturierung, baulich oder durch initiale Maßnahmen, kommt daher eine besondere Bedeutung zu (NAKANO, NAKAMURA 2008, MUNLV 2010, MATTHEWS et al. 2010).

Die vorliegende Arbeit untersucht die o.g. Fragen am Beispiel der Niers, deren Einzugsgebiet sehr intensiv landwirtschaftlich genutzt und im Oberlauf durch großflächig urbane Bereiche der Stadt Mönchengladbach geprägt wird. Vor dem Hintergrund der beschriebenen Erkenntnisse zu hydromorphologischen Wirkungen aus aktuellen Studien (PRETTY et al. 2003, HARRISON et al. 2004, LEPORI et al. 2005, JÄHNIG et al. 2008, 2009a,b, LORENZ et al. 2009, SUNDERMANN et al., PALMER et al. 2010), der benötigten Reaktionszeiten für die morphologische Entwicklung (KERN 1994, PATT et al. 2004) und dem Ziel der naturnahen Umgestaltung der Niers mit der Förderung der eigendynamischen Entwicklung von Gewässer und Aue werden folgende Hypothesen formuliert:

1. *Die renaturierten Abschnitte weisen eine größere Diversität der Strukturen auf Makro-, Meso- und Mikroebene auf.*
2. *Die Habitatvielfalt in Gewässer und Aue ist in den renaturierten Abschnitten größer.*
3. *Es treten typspezifische Strukturen und Habitate in den renaturierten Abschnitten auf.*
4. *Die unterschiedlich alten renaturierten Abschnitte weisen zeitlich bedingte Unterschiede in den hydromorphologischen Wirkungen auf.*

Ziel der Untersuchungen ist über die Ermittlung der hydromorphologischen Veränderungen und ökologischen Wirksamkeit hinaus auch die Überprüfung der jeweiligen Metriceignung als potenzielle Indikatoren für die Anzeige von Verbesserungen durch Renaturierungsmaßnahmen.

Außerdem werden anhand der Metricreaktionen die verbleibenden hydromorphologischen Defizite aufgezeigt, Möglichkeiten zur Maßnahmenoptimierung benannt sowie Hinweise für künftige Renaturierungsplanungen abgeleitet.

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Hydromorphologische Aufnahmen

Die hydromorphologischen Detailaufnahmen dienten der Erfassung der strukturellen Veränderungen, die sich durch die Renaturierungsmaßnahmen in den beiden renaturierten Abschnitten ergeben haben. Das methodische Vorgehen orientiert sich an HERING et al. (2003), JÄHNIG et al. (2008) und SUNDERMANN et al. (2009).

Es wurden dazu in den drei Abschnitten jeweils Transekte in gleichmäßigem Abstand durch das Gewässer gelegt (s. Abb. I, Abb.II, Glossar) mit Abständen von 25 m bzw. 40 m. Die Transekte lagen senkrecht zum Gewässerverlauf und dienten der Aufnahme von verschiedenen Makro-, Meso- und Mikrostrukturen (Erläuterung s. Glossar). Es wurden die Wasserspiegelbreite bei mittlerem Niedrigwasserstand (MNW), die bordvolle Breite und die Einschnittstiefe, die Breiten der Wasserwechselzone (amphibischer Uferbereich zw. MNW-Linie und Uferböschung) und der Ersatzaue sowie die Anzahl und Art der Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen ermittelt (Anhang 5.1). Ihre Typisierung erfolgte in Anlehnung an die Terminologie der Strukturgütekartierung (LUA 1998) sowie in Anlehnung an REMY (2009) und DWA (2010a) für die Auengewässer. Entlang der Transekte wurden auf Mikroebene an Messpunkten in Abständen von 0,5 m die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe gemessen und das jeweilige Substrat aufgenommen (Tab. 4.1, Anhang 5.2). Schon KEMP et al. (1999) empfehlen, für die Bewertung der Degradation sowie zur Ableitung von Maßnahmen und deren mögliche Korrekturen die Erfassung der Tiefe, Fließgeschwindigkeit, Breite und der funktionalen Habitate (Mesohabitate) vorzunehmen.

Die Untersuchungen fanden im Juli 2005, Mai 2006 und im Mai 2007 zu Zeiten mittlerer Niedrigwasserabflüsse (MNQ) statt. Niederschläge im Bereich der untersuchten Abschnitte und im oberhalb gelegenen Einzugsgebiet waren jeweils mehrere Tage vor den Erfassungen nicht zu verzeichnen und damit auch kein Anstieg des Abflusses sowie des Wasserspiegels. Die Wasserstände zum Zeitpunkt der Untersuchungen in den drei Abschnitten lagen jeweils auf vergleichbarem Niveau (Abweichungen zwischen 5 cm bis max. 11 cm). Die Länge der Uferlinie und der Windungsgrad wurde mit Hilfe des Geographischen Informationssystems ArcGIS 9.3 ermittelt.

5.2.2 Datenanalysen

Es wurde ein Vergleich der untersuchten drei Abschnitte im Hinblick auf ausgewählte hydromorphologische Metrics durchgeführt, um die Wirkungen der Renaturierungen ermitteln zu

können, die sich wiederum auf die Besiedlung des Makrozoobenthos und der Uferfauna auswirken.

Zum Vergleich ausgewählter Lage- und Streuungsmaße der Werteverteilungen wurden für einige Metrics Box-Whisker-Plots mit STATISTICA 6.1. (STATSOFT 2002) erstellt. Mit dem U-Test nach Mann-Whitney erfolgte der paarweise Vergleich der Mediane für die Werteverteilungen der Abschnitte (KÖHLER et al. 1996, STATSOFT 2002).

Für einen Vergleich der Abschnitte bezüglich der Hydromorphologie wurden aus den erhobenen Daten verschiedene Metrics berechnet. Tab. 5.2 zeigt eine Übersicht über die verschiedenen räumlichen Skalen und die jeweils berechneten Metrics, die erwartete Metricreaktion, die Orientierungswerte für die Metrics sowie deren ökologische Bedeutung.

Neben dem arithmetischen Mittelwert und dem Median wurde für verschiedene Parameter der vor-Ort-Erhebung der Variationskoeffizient CV berechnet (KÖHLER et al. 1996). Damit lässt sich die Varianz der gemessenen Werte darstellen und auf die Vielfalt der Habitatbedingungen schließen.

Als Diversitätsmaß wurde der Shannon-Wiener-Index (SHANNON, WEAVER 1949) für die aufgenommenen Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen und für die Substratdaten berechnet. Die Strukturen gehen über ihre Art und Anzahl in die Berechnung ein, während für die Substrate die Messdaten aus den Transektaufnahmen mit Anzahl und Anteilen der Substrate in den einzelnen Abschnitten herangezogen werden (Anhang 5.2).

Als weiterer Diversitätsmetric wurde der Spatial-Diversity-Index (SDI, FORTIN et al. 1999) für die Substratdaten berechnet. Ursprünglich für forstwissenschaftliche Betrachtungen entwickelt, hat JÄHNIG (2007) ihn für die Beurteilung der Substratverteilung in Fließgewässern angewendet. Er soll Aussagen zur räumlichen Anordnung der Substrate ermöglichen. Der Index wurde für jede Transektaufnahme ermittelt und anschließend jeweils über den gesamten Abschnitt gemittelt. Dazu gehen in die Indexberechnung die Vielfalt der vorkommenden Substrate und gleichzeitig ihre Flächengröße ein. Ein Index-Wert nahe 0 beschreibt bezogen auf ein einzelnes Substrat monotone Substratverhältnisse, d.h. das Substrat nimmt große Flächen der Gewässersohle ein. Ein Wert von 1 zeigt dagegen heterogene Verhältnisse oder isoliert vorkommende Substratflächen geringer Ausdehnung an.

Die Habitatbedingungen für die Besiedlung durch das Makrozoobenthos können zusätzlich durch eine Kombination der Ausprägungen von Substrat, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe beschrieben werden. Aus der Überlagerung der Messpunkt-Informationen aus den Transektaufnahmen zu diesen drei Kenngrößen kann die aquatische Habitatvielfalt, d.h. die Vielfalt der Lebensbedingungen auf der Gewässersohle, abgebildet und zwischen den Abschnitten verglichen werden. Zunächst wurden dazu die gemessenen Werte für die Wasser-

tiefe und die Fließgeschwindigkeit in jeweils fünf Gruppen unterteilt (Tab. 5.1). Durch Kombination der Gruppen untereinander und Zuordnung zu den Substraten ergibt sich für jedes Substrat rechnerisch eine Anzahl von 25 möglichen Habitattypen. Anschließend erfolgte für jeden der drei Abschnitte eine Abfrage der drei Kenngrößen zu jedem Messpunkt und eine Zuordnung zu den Habitattypen.

Tab. 5.1: Parameter und jeweilige Ausprägungen für die Ermittlung der Habitatvielfalt

Substrattyp	Wassertiefe (in cm)	Fließgeschwindigkeit (in cm/s)
Makrophyten	0 – 10	0 – 5
Kies	>10 – 30	>5 – 10
Sand	>30 – 60	>10 – 30
Schlamm	>60 – 100	>30 – 60
Steinschüttung	>100	>60
Steinsatz		
Lehm		
Grobdetritus		
Totholz		
Grobkies		
Wurzelbärte		
Torf		
Algen		

In der Tab. 5.2 sind die erfassten Parameter und Metrics aufgeführt sowie ihre erwartete Reaktion durch die Renaturierung. Diese basiert auf fachlicher Einschätzung und Prognose der Entwicklung der Renaturierungsmaßnahmen. Die gemessenen Reaktionen der Metrics werden mit der erwarteten Reaktion verglichen. Dadurch können die hydromorphologischen Wirkungen durch die Renaturierungen qualitativ und quantitativ bewertet werden. Für einige der hydromorphologischen Parameter lassen sich Orientierungswerte bzw. Werte für die Referenzbedingungen ableiten. Diese stützen sich auf Angaben zu den typspezifischen Ausprägungen (LUA 2001 b, MUNLV 2010). Die Angaben zu den Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen sind entnommen aus der Anleitung zur Strukturgütekartierung (LUA 1998, LANUV 2012) und beziehen sich auf 100 m Abschnitte. Sie sind daher nicht direkt auf die hier erfassten Daten übertragbar, da diese transektweise erfasst wurden.

Tab. 5.2: Übersicht über die erhobenen hydromorphologischen Parameter und Metrics, die erwartete Reaktion, Orientierungswerte und ökologische Bedeutung

Ebene	Parameter der Vor-Ort-Erhebung	Metric	Erwartete Reaktion ³	Orientierungswert (Referenzbedingungen)	Ökologische Bedeutung
Makroebene (Abschnitte)	Windungsgrad	Windungsgrad (ermittelt mit ArcGIS)	Zunahme	1,4 – 2,4 (LUA 2001 b)	Verhältnis Gewässer- zu Tallänge; Indikator für Laufkrümmung, Laufverlängerung, Größe Gewässerlebensraum
	Uferlänge (m)	Uferlänge (ermittelt mit ArcGIS)	Zunahme	+ 40 – 140 % = + 400 – 1.400 m/km	Vernetzung Gewässer – Aue, Indikator für Größe des amphibischen Lebensraumes
	Einschnittstiefe (m)	Mittlere Einschnittstiefe, Median, Variationskoeffizient	Abnahme	<0,5 m (LUA 2001 b)	Grad der Auenanbindung; von maßgebender Bedeutung für das Biotopspektrum und die pot. Artenvielfalt im Gewässer und in der Aue
	Bordvolle Breite (m)	Mittlere Breite (m), Median, Variationskoeffizient	Zunahme	> 10 m bis < 30 m (MUNLV 2010)	Maß für die Abflusskapazität im Profil; Aussagen zur Ausuferungshäufigkeit, hydraulische Belastung im Profil
Mesoebene (Strukturen)	Wasserspiegelbreite / aquat. Breite bei MNW (m)	Mittlere Breite (m), Median, Variationskoeffizient	Zunahme	> 10 m bis < 30 m (MUNLV 2010)	Maß für die Breite des aquatischen Lebensraums; Varianz der Wasserspiegelbreite als Voraussetzung für vielfältige Strömungsverhältnisse, liefert im Vergleich Hinweise auf Tiefenvarianz und damit Habitatvielfalt; bedeutsam für Makrozoobenthos
	Breite Wasserwechselzone/ amphibische Breite (m)	Mittlere Breite, Median, Variationskoeffizient	Zunahme	deutliche Zunahme	Vorhandensein und Ausdehnung einer Wasserwechselzone in den Abschnitten als Lebensraum u.a. für die Uferfauna
	Ersatzauenbreite Terrestrische Breite (m)	Mittlere Breite, Median	Zunahme	ca. 40 – 145 m pro Gewässerseite (nach MUNLV 2010 bei Entwicklungskorridor von 90 – 300 m)	Ersatzauenbreite als direkte Entwicklungsraumbreite für das Gewässer; liefert Hinweise zur potenziellen Habitat- und Strukturvielfalt der Aue; bedeutsam für die Uferfauna und das Makrozoobenthos (Imagines)
	Anzahl von Sohlstrukturen	Mittlere Anzahl, Median, Variationskoeffizient, Shannon-Wiener-Index	Zunahme	Mehrere Strukturen (LANUV 2012)	Anzahl von Sohlstrukturen pro Abschnitt als Indikator für Stuktur- und Habitatvielfalt im Gewässer und damit bedeutsam für das Makrozoobenthos
	Anzahl von Uferstrukturen	Mittlere Anzahl, Median, Variationskoeffizient,	Zunahme	Mehrere Strukturen (LANUV 2012)	Anzahl von Uferstrukturen pro Abschnitt als Indikator für Stuktur- und Habitatvielfalt der Ufer und damit bedeutsam für das Makrozoobenthos und die Uferfauna

Ebene	Parameter der Vor-Ort-Erhebung	Metric	Erwartete Reaktion ³	Orientierungswert (Referenzbedingungen)	Ökologische Bedeutung
		Shannon-Wiener-Index			
	Anzahl von Auenstrukturen	Mittlere Anzahl, Median, Variationskoeffizient, Shannon-Wiener-Index	Zunahme	Zwei bis mehrere (nach LANUV 2012 nur nachrichtliche Erfassung)	Anzahl der Auenstrukturen als Indikator für die Struktur- und Habitatvielfalt der Aue; bedeutsam v.a. für die Uferfauna
	Gewässerrandstreifenbreite (m)	Mittlere Breite, Median	Zunahme	ca. 40 – 145 m pro Gewässerseite (nach MUNLV 2010 bei Entwicklungskorridor von 90 – 300 m)	Breite des Gewässerrandstreifens als erweiterter Entwicklungsraum für das Gewässer; liefert Hinweise zur potenziellen Vielfalt und Biotopstrukturen der Lebensräume in Umfeld/Aue; bedeutsam für die Uferfauna und das Makrozoobenthos (Imagines)
Mikroebene (Habitat)	Wassertiefe (cm)	Mittlere/max. Tiefe, Median, Variationskoeffizient	Abnahme	< 0,5 m (hier als Einschnittstiefe nach LUA 2001 b)	Ermittlung der Tiefenvarianz als Bestandteil der Habitatzusammensetzung/Habitatvielfalt; bedeutsam für Zusammensetzung des Makrozoobenthos
	Fließgeschwindigkeit (cm/s) ¹	Mittlere/Max. Fließgeschwindigkeit, Median, Variationskoeffizient	Abnahme	< 0,3 m/s (LUA 2001 b)	Ermittlung der Diversität der Fließgeschwindigkeiten als Bestandteil der Habitatzusammensetzung/ Habitatvielfalt; bedeutsam für Zusammensetzung des Makrozoobenthos
	Substrattyp ²	Substratanteile Shannon-Wiener-Index Spatial-Diversity-Index (Fortin et al., 1999) (Substratdiversität)	Zunahme	Vorherrschend org. Substrate (in Anlehnung an LUA 2001 b >50 %)	Ermittlung der Vielfalt der Substrate auf der Gewässersohle – je höher die Substratdiversität, desto höher die pot. Artenvielfalt des Makrozoobenthos
	Habitatvielfalt	Zahl der aquatischen Habitatte (aus Substrattyp, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe)	Zunahme	LUA 2001 b: vorwiegend „langsam+flach“ sowie „langsam+tief“ für Typ 12	Zeigt den Grad der Diversität der aquatischen Habitatte anhand der für das Makrozoobenthos maßgeblichen Faktoren

- 1) Fließgeschwindigkeit gemessen mit einem Handmessgerät Schildknecht MiniAir20 mit Fühler für Strömung MiniWater 20 (22x28 mm Durchmesser) 5 cm unterhalb der Wasseroberfläche, in 0,4-facher Tiefe sowie 2 cm oberhalb der Gewässersohle
- 2) Erfassung gemäß Multi-Habitat Sampling Protokoll (HERING et al., 2003); 3) Variationskoeffizient jeweils Zunahme

5.3 Ergebnisse

Für die untersuchten hydromorphologischen Metrics zeigen Darstellungen in Form von Box-Whisker-Plots anschaulich die Werteverteilungen im Vergleich der untersuchten Abschnitte (Anhang 5.6). Nachfolgend wird die Signifikanz der eingetretenen Veränderungen untersucht.

5.3.1 Makro-Ebene

Der Windungsgrad eines Fließgewässers gibt das Verhältnis von Gewässerlänge zur Talbodenmittellinie an (LUA 2001 b). Während ein Windungsgrad von 1 gestreckten Gewässerläufen entspricht, zeigen Werte $>1,5$ mäandrierende Gewässerläufe an. Durch die Neutrassierung des Gerinnes im Zuge der Renaturierungen in Pont-Nord (renaturiert „alt“) und Pont-Süd (renaturiert „jung“) konnte der gestreckte Verlauf der degradierten Niers mit einem Windungsgrad von 1,05 in einen gewundenen Verlauf mit Werten von 1,31 (Pont-Süd) und 1,44 (Pont-Nord) umgewandelt werden (Tab. 5.3). Der geringere Windungsgrad im renaturierten Abschnitt Pont-Süd resultiert aus einer „Zweiteilung“ des Abschnitts in einen oberen, nur schwach gewundenen Verlauf, der auf geringere Flächenverfügbarkeiten in dieser Teilstrecke zurückgeht und einen unteren, stärker gewundenen Verlauf.

Durch den höheren Windungsgrad und die fehlenden Uferbefestigungen wurde dem Gewässer wieder die Möglichkeit gegeben, seinen Verlauf durch Erosionsvorgänge an den Prallufern und Sedimentation an den Gleitufeln zu verlagern und damit die Gewässerdynamik wirken zu lassen. Aufgrund der anstehenden kohäsiven, lehmig-tonigen Auensedimente geht dieser Prozess nur langsam vonstatten.

Die Neutrassierung und die damit verbundene Laufverlängerung und Laufkrümmung haben zur Erhöhung der Uferlänge in den beiden renaturierten Abschnitten gegenüber dem naturfernen Ausbauzustand geführt. Während im degradierten Zustand mit gestrecktem Verlauf die aufsummierte Uferlänge für beide Ufer etwa der doppelten Talbodenlänge (2.068 m/km) entspricht, erhöhen sich die Werte im renaturierten Abschnitt Pont-Süd um 29 % (2.667 m/km) und im naturnah umgestalteten Abschnitt Pont-Nord um 50 % auf 3.103 m/km (Tab. 5.3). Damit vergrößert sich der Anteil der Uferlebensräume und der Grad der Vernetzung mit der Ersatzau und den dortigen Lebensräumen.

Tab. 5.3: Ergebnisse der hydromorphologischen Metrics auf Makroebene für die untersuchten Abschnitte

Abschnitt	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Metric			
Windungsgrad			
Verhältnis Gewässerlänge/ Talbodenlänge	1,44	1,31	1,05
Uferlänge			
Wert (m) bezogen auf 1 km Talbodenlänge	3.103	2.667	2.068
Einschnittstiefe			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x (in m)	1,43	1,30	1,70
Median Z (in m)	1,41	1,24	1,70
Standardabweichung s	0,23	0,23	0,14
Variationskoeffizient CV	0,16	0,18	0,08
Bordvolle Breite			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x (in m)	13,03	16,50	12,48
Median Z (in m)	12,75	15,95	12,40
Standardabweichung s	2,48	2,66	0,89
Variationskoeffizient CV	0,19	0,16	0,07

Die betrachteten degradierten und renaturierten Abschnitte weisen außerdem Unterschiede hinsichtlich ihrer Einschnittstiefe auf (Anhang 5.6). Der degradierte Abschnitt zeigt mit 1,7 m eine um 16 % höhere mittlere Einschnittstiefe als der ältere renaturierte Abschnitt (1,43 m) und eine um knapp 25 % höhere als der junge renaturierte Abschnitt (1,30 m).

Damit ist durch die Renaturierungsmaßnahmen eine verbesserte Anbindung an die neu geschaffene Ersatzaue hergestellt worden, wenngleich die gemessenen Werte für den Gewässertyp 12, der im Leitbildzustand durch sehr flache Einschnittstiefen geprägt ist (bis 0,5 m, LUA 2001 b), noch zu hoch sind. Die Unterschiede zwischen dem degradierten und den renaturierten Abschnitten sind jeweils signifikant nach dem Mann-Whitney-U-Test ($p < 0,05$, s. Tab. 5.4), während sich die Einschnittstiefe zwischen den beiden renaturierten Abschnitten nicht signifikant unterscheidet.

Tab. 5.4: Signifikante Reaktionen der hydromorphologischen Metrics auf Makroebene für die betrachteten Einflussfaktoren nach Mann-Whitney-U-Test
(Signifikanz: $p < 0,05$, grau hinterlegt)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Einschnittstiefe			
p	<0,01	<0,01	0,1
Z	3,17	4,63	1,62
Bordvolle Breite			
p	0,62	<0,01	<0,01
Z	-0,49	-4,96	-3,40

Die bordvolle Breite ist im degradierten Abschnitt mit im Mittel 12,48 m am geringsten. Nur geringfügig darüber liegt mit 13,03 m der Wert für den älteren renaturierten Abschnitt (Anhang 5.6). Ähnlich verhalten sich die Mediane, so dass der geringe Unterschied nach dem Mann-Whitney-U-Test nicht signifikant ist. Ausschlaggebend für die ähnliche Breite ist zunächst die bauliche Herstellung des neuen Gewässerbettes im Zuge der Neutrassierung in einer ähnlichen Größenordnung und darüber hinaus die geringe Dynamik und Verlagerungstendenz der Niers. Es ist Krümmungserosion zu beobachten und z.T. treten auch unterschrittene Steilufer auf. Das Ausmaß einer Verlagerung und Verbreiterung des Gewässerbettes ist bedingt durch die bereits genannten kohäsiven Auensedimente jedoch gering, so dass sich das hergestellte Profil in den kurzen Zeiträumen nur geringfügig verändert und praktisch nicht verbreitert hat. Im Unterschied dazu weist der junge renaturierte Abschnitt Pont-Süd mit 16,50 m eine gegenüber dem älteren renaturierten Abschnitt um 26 % bzw. gegenüber dem degradierten Abschnitt um 32 % größere mittlere bordvolle Breite auf. Das Gewässerbett ist im Zuge der Neutrassierung des Gerinnes in diesem Abschnitt deutlich breiter angelegt worden. Die Mediane verhalten sich entsprechend der Mittelwerte, so dass der Unterschied zum degradierten und älteren renaturierten Abschnitt laut Mann-Whitney-U-Test signifikant ist (Tab. 5.4). Der Median entspricht im degradierten Abschnitt dem Mittelwert annähernd. In den renaturierten Abschnitten liegen die Mediane um 0,28 m bzw. 0,55 m unter den Mittelwerten. Die Variationskoeffizienten für die Metrics Bordvolle Breite und Einschnittstiefe haben in den renaturierten Abschnitten leicht zugenommen.

Fazit: Windungsgrad, Uferlänge und Einschnittstiefe spiegeln die positiven Veränderungen durch die Renaturierungen gut wider; für den Metric bordvolle Breite gilt dieses nur für die jüngere Renaturierungsmaßnahme.

5.3.2 Meso-Ebene

Die Wasserspiegelbreite bei mittlerem Niedrigwasser als Metric für die aquatische Breite verhält sich ähnlich der bei den Makrostrukturen beschriebenen bordvollen Breite. Hier zeigen der degradierte und der ältere renaturierte Abschnitt nahezu identische mittlere Werte von 9,64 m bzw. 9,58 m im Gegensatz zu 12,90 m im jungen renaturierten Abschnitt. Hoch signifikant sind damit wiederum die Unterschiede zwischen dem jungen renaturierten und dem degradierten Abschnitt sowie dem älteren renaturierten Abschnitt (s. Tab. 5.8). Der Variationskoeffizient liegt mit 0,12 im degradierten Abschnitt nur geringfügig niedriger als in den renaturierten Abschnitten mit 0,16 (renaturiert „jung“) und 0,19 (renaturiert „alt“).

Die Breite der amphibischen Zone (Wasserwechselzone) erhöht sich im Vergleich zum degradierten Abschnitt um den Faktor 3,26 (renaturiert „alt“) bis 3,81 (renaturiert „jung“). Im degradierten Abschnitt ist eine flache Wasserwechselzone wie in den renaturierten Abschnitten nicht ausgeprägt (Anhang 5.6). Hier wurde beidseitig ein Wert von 0,5 m angenommen, da die Wasserwechselzone stark gestaut ist und im Übergangsbereich zwischen Steinschüttung und dem anschließenden Steilufer liegt. Die Werte des degradierten und der renaturierten Abschnitte sind hoch signifikant verschieden (Tab. 5.8). Die Mediane für die renaturierten Abschnitte liegen mit 3,35 (renaturiert alt) und 4,15 (renaturiert jung) noch über den arithmetischen Mittelwerten (Tab. 5.5).

Tab. 5.5: Ergebnisse der hydromorphologischen Metrics auf Mesoebene für die untersuchten Abschnitte

Abschnitt	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Metric			
Wasserspiegelbreite (MNW)			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x (in m)	9,58	12,90	9,64
Median Z (in m)	9,35	12,20	9,25
Standardabweichung s	1,79	2,04	1,14
Variationskoeffizient CV	0,19	0,16	0,12
Breite amphibische Zone °			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x (in m)	3,26	3,81	1,0
Median Z (in m)	3,35	4,15	1,0
Standardabweichung s	1,22	1,72	0
Variationskoeffizient CV	0,37	0,45	0

5 – Hydromorphologie im Vergleich renaturiert - degradiert

Abschnitt	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Metric			
Breite Gewässerrandstreifen			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x (in m)	102,34	53,02	28,38
Median Z (in m)	98,50	50,00	5
Standardabweichung s	30,94	23,90	31,18
Variationskoeffizient CV	0,30	0,45	1,10
Ersatzauenbreite			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x (in m)	30,81	40,04	0
Median Z (in m)	32,05	37,35	0
Standardabweichung s	10,26	18,59	0
Variationskoeffizient CV	0,33	0,46	0
Anzahl Sohlstrukturen			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x	1,38	1,55	0,05
Median Z	1,0	1,5	0
Standardabweichung s	1,22	0,94	0,22
Variationskoeffizient CV	0,89	0,61	4,36
Shannon-Wiener-Index	1,44	1,60	0,0
Anzahl Uferstrukturen			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x	3,43	2,36	0,40
Median Z	2,0	2,0	0
Standardabweichung s	2,1	1,33	0,86
Variationskoeffizient CV	0,61	0,56	2,15
Shannon-Wiener-Index	1,77	1,48	0,69
Anzahl Auenstrukturen			
Stichprobenumfang	16	22	20
Mittelwert x	5,25	3,4	0,25
Median Z	4	4	0,00
Standardabweichung s	3,29	1,47	0,43
Variationskoeffizient CV	0,63	0,43	1,73
Shannon-Wiener-Index	1,34	1,21	0,0

° Wert als Summe der beiden Ufer; definiert als Schwankungsbereich zwischen mittlerer Niedrigwasser- und Mittelwasserlinie

Flächen für die Gewässer- und Auenentwicklung in Form von Gewässerrandstreifen sind nur in den renaturierten Abschnitten durchgängig vorhanden und weisen z.T. große Breiten auf. Der degradierte Abschnitt weist keine aktiven Auenbereiche und keine Auenanbindung mehr auf. Die Breiten der Ersatzauen (ohne Gerinne) der renaturierten Abschnitte liegen im Mittel bei 30,8 m (renaturiert alt) und 40,0 m (renaturiert jung). Die Breite der Gewässerrandstreifen insgesamt (inkl. Ersatzauenbreite, Mittel aus beiden Gewässerseiten) liegt im Mittel um den Faktor 1,9 (renaturiert jung) bzw. 3,6 (renaturiert alt) über den Werten des degradierten Abschnitts. Die Gewässerrandstreifen im älteren renaturierten Abschnitt sind wiederum um den Faktor 1,9 höher als im jüngeren renaturierten Abschnitt (Anhang 5.1, 5.6). Der Median zeigt die einseitige Verteilung der Werte für den degradierten Abschnitt deutlich an. Der Median von 5 liegt um den Faktor 10 bzw. 20 niedriger als in den renaturierten Strecken. Grund ist ein überwiegend nur schmaler Saumstreifen, der lediglich im Bereich weniger Transekte durch einen breiteren Gewässerrandstreifen abgelöst wird. Signifikante Unterschiede der Randstreifenbreite bestehen sowohl zwischen dem degradierten und den renaturierten als auch zwischen den renaturierten Abschnitten (Anhang 5.6). Die in der Blauen Richtlinie (MUNLV 2010) für den organisch geprägten Fluss aufgeführten Breiten für den Entwicklungskorridor zur typspezifischen Gewässerentwicklung von 90-300 m (für 10 m Ausbausohlbreite) werden bezogen auf die Untergrenze im älteren renaturierten Abschnitt im Mittel erreicht, im jungen renaturierten Abschnitt nur etwa zu 58 %. Ausschlaggebend hierfür waren die schmalere verfügbare Liegenschaft, die zu der schon angesprochenen Zerteilung des Abschnitts führen mit einem südlichen Teil, der an seiner schmalsten Stelle lediglich Randstreifenbreiten von 20 m aufweist.

Der Strukturreichtum auf der Gewässersohle, in den Uferbereichen, der (Ersatz-) Aue und im Gewässerumfeld steigt in den renaturierten Abschnitten deutlich an (Tab. 5.6, Anhang 5.6). Der degradierte Abschnitt weist kaum derartige Strukturen auf, die durch ihr Vorkommen vielfältige Habitatbedingungen anzeigen. Tab. 5.6 stellt die erfassten Strukturtypen an Gewässersohle und Ufer und die jeweilige Anzahl für die Abschnitte dar. Neben der absoluten Anzahl der festgestellten Strukturen steigt auch die Anzahl der verschiedenen Strukturtypen an.

Für die Sohlstrukturen werden Mittelwerte pro Transekt von 1,55 (renaturiert „jung“) bzw. 1,38 (renaturiert „alt“) festgestellt, während der degradierte Abschnitt aufgrund nur eines vorhandenen Strukturansatzes einen rechnerischen Mittelwert von 0,025 zeigt. Der Vergleich der Anzahl der Sohlstrukturen zwischen dem degradierten und den beiden renaturierten Abschnitten zeigt jeweils signifikante Unterschiede (Tab. 5.8). Der hohe Variationskoeffizient CV im degradierten Abschnitt von 4,36 zeigt das nur vereinzelte Vorkommen ebenfalls an. In den renaturierten Strecken liegt der CV bei 0,61 (renaturiert jung) und 0,89 (renaturiert alt).

Die Diversität der Sohlstrukturen anhand des Shannon-Wiener-Index unterstreicht die beschriebenen Ergebnisse.

Die Uferstrukturen zeigen wie die Sohlstrukturen deutlich größere Anzahlen und auch Arten von Strukturen in den renaturierten Abschnitten an. Der degradierte Abschnitt weist über kurze Strecken Ufergehölze (Hybridpappeln, Weiden) und punktuelle Wurzelflächen am Ufer und somit 2 Arten von Uferstrukturen auf. Ufergehölze wurden auch im älteren, renaturierten Abschnitt angetroffen, jedoch noch nicht in der jungen Renaturierung, da hier zum Zeitpunkt der Kartierung erst zehn Monate seit der Maßnahmenumsetzung vergangen waren. Wichtige Uferstrukturen sind neben den Steil- und Flachufern v.a. Uferbänke sowie Ansätze von Uferbänken, Geniste, Ansammlungen von Totholz, Totholzeinbauten im jüngeren renaturierten Abschnitt sowie Uferbuchten. Die arithmetischen Mittel für die Anzahl der Uferstrukturen pro Transekt steigt von 0,4 im degradierten auf 2,36 (renaturiert, jung) bzw. 3,43 (renaturiert, alt) in den renaturierten Abschnitten an. Der Vergleich der Anzahl der Uferstrukturen zwischen dem degradierten und den beiden renaturierten Abschnitten zeigt jeweils signifikante Unterschiede (Tab. 5.8). Der Shannon-Wiener-Index spiegelt diese größere Diversität ebenfalls wider und steigt von 0,69 im degradierten Abschnitt auf 1,48 (renaturiert, jung) und 1,77 (renaturiert, alt) in den renaturierten Strecken an.

Tab. 5.6: Übersicht über die Art und die Anzahl der erfassten Sohl- und Uferstrukturen

Abschnitte:	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Strukturen			
Sohlstrukturen*			
Tiefrinne – Ansatz -	3	3	1
Kolk	4	2	
Kehrwasserpool	1	7	
Stillwasserpool		3	
Schnelle – Ansatz -		2	
Flachwasser**	11	16	
Laufverengung***	1		
Laufaufweitung***	2	1	
Anzahl Strukturtypen	6	7	1
Gesamtzahl Sohlstrukturen	22	34	1
Uferstrukturen			
Ufergehölz	8		5
Wurzelfläche	6		3
Totholz		1 (bis 14)°	
Steilufer	15	14	

5 – Hydromorphologie im Vergleich renaturiert - degradiert

Abschnitte:	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Strukturen			
Flachufer	13	9	
Uferbank (auch Ansätze)	8	18	
Uferbucht	1	4	
Geniste	4	5	
Anzahl Strukturtypen	7	6	2
Gesamtzahl Uferstrukturen	55	51 (65)[°]	8

* ohne Makrophytenpolster (in LUA 1998, 2012 als Sohlenstruktur aufgeführt)

** als Flachwasser werden hier ufernahe Bereiche mit geringer Wassertiefe aufgefasst – abweichend zur Definition in LUA (1998, 2012)

*** diese in LUA (1998, 2012) als Laufstrukturen erfasst, hier zu den Sohlstrukturen gezählt

° bei Berücksichtigung aller Totholzelemente auch derer außerhalb der erfassten Transekte

Die erfassten Auenstrukturen werden in erster Linie nach morphologischen und hydrologischen Kriterien auf Grundlage von LUA (2001 b), BFN (2005), LÜDERITZ et al. (2009) und DWA (2010a) abgegrenzt. Aus den in Tab. 5.7 dargestellten sechs morphologischen und sechs hydrologischen Ausprägungen ergeben sich durch Kombination elf Auenstrukturen, die in den untersuchten Abschnitten vorkommen. Hinzu kommt eine weitere Differenzierung nach der vorhandenen Auenvegetation.

Tab. 5.7: Differenzierung der Auenstrukturen anhand morphologischer und hydrologischer Kriterien; Kriterium Auenvegetation zur weiteren Differenzierung

	Morphologische Auenstrukturen	Hydrologische Kriterien	Auenvegetation
1	Ersatzaue	jährlich überflutet	Brache, frühe Sukzessionsstadien
2	Ersatzaue	Überflutung > HW1	Hochstaudenfluren
3	Mulde / Blänke	temporär wasserführend	Röhrichte (Schilf)
4	Rinnensystem	temporär wasserführend	Röhrichte (Seggen, Binsen)
5	Rinnensystem	permanent wasserführend	Einzelgehölze, Gehölzgruppen
6	Stillgewässer in der Aue	temporär wasserführend	Auwald
7	Stillgewässer in der Aue	permanent wasserführend	
8	Altarm	angebunden	
9	Altwasser	nicht angebunden	
10	Flutmulde	angebunden	
11	Flutmulde	nicht angebunden	

Die in Anhang 5.1 dargestellten Ergebnisse machen deutlich, dass der degradierte Niersabschnitt mit nur einem Auenstrukturtyp – es handelt sich um eine feuchte Mulde in der ehemaligen Aue, die über den Grundwasseranstieg zeitweise überstaut wird – lediglich eine Reststruktur aufweist. Die renaturierten Abschnitte zeigen jeweils eine ähnliche Anzahl von Habitattypen in der Aue mit 19 im älteren und 20 im jüngeren renaturierten Abschnitt. Morphologisch-hydrologisch betrachtet weisen die Abschnitte 7 (renaturiert „alt“) bzw. 9 Typen (renaturiert „jung“) von Auenstrukturen auf. Die Mittelwerte pro Transekt liegen in den naturnah umgestalteten Abschnitten bei 3,4 (renaturiert „jung“) und 5,3 (renaturiert „alt“) gegenüber 0,25 im degradierten Abschnitt (Anhang 5.6). Auch hier sind die Unterschiede signifikant nach dem Mann-Whitney-U-Test (Tab. 5.8).

Die Diversität der Auenstrukturen (Shannon-Wiener-Index) bestätigt die deutlichen Unterschiede zwischen dem degradierten Abschnitt mit dem Wert 0 und den renaturierten Strecken mit Werten von 1,21 (renaturiert, jung) und 1,34 (renaturiert, alt).

Die vorhandenen Auenstrukturen der renaturierten Niersabschnitte resultieren aus der Maßnahmenumsetzung. Im Zuge der einsetzenden Sukzession haben sich unterschiedliche Biotoptypen entwickelt, die eine weitere Differenzierung der Auenstrukturen durch die Auenvegetation ermöglichen. Unterschiede zwischen den renaturierten Abschnitten sind beispielsweise das häufigere Vorkommen kleiner Rinnenstrukturen und –systeme im älteren renaturierten Abschnitt und das Vorhandensein von Flutmulden in der jungen Renaturierung (Anhang 5.1, Abb. I, Abb. II, Glossar).

Tab. 5.8. Signifikante Reaktionen der hydromorphologischen Metrics auf Mesoebene für die betrachteten Einflussfaktoren

(U-Test nach Mann-Whitney, Signifikanz: $p < 0,05$ grau hinterlegt)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Wasserspiegelbreite (MNW)			
p	0,7	<0,001	<0,001
Z	0,3	-4,84	-4,26
Breite amphibische Zone			
p	<0,001	<0,001	0,24
Z	-4,78	-5,54	-1,17
Ersatzauenbreite			
p	<0,001	<0,001	0,12
Z	-5,09	- 5,54	-1,55
Breite Gewässerrandstreifen			
p	<0,001	<0,01	<0,001
Z	-4,49	-2,78	3,98

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Mittlere Anzahl Sohlstrukturen			
p	<0,001	<0,001	0,45
Z	-3,76	- 4,75	-0,72
Mittlere Anzahl Uferstrukturen			
p	<0,001	<0,001	0,053
Z	-4,41	-4,39	1,93
Mittlere Anzahl Auenstrukturen			
p	<0,001	<0,001	0,10
Z	-5,30	-5,66	1,69

***Fazit:** Die Breite der amphibischen Zone, die Anzahl und Art der Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen, die Breite von Ersatzauw und Gewässerrandstreifen zeigen die positiven Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen gut an. Für die Wasserspiegelbreite bei MNW (=aquatische Breite) gilt dieses nur für den jüngeren renaturierten Abschnitt.*

5.3.3 Mikro-Ebene

Das arithmetische Mittel der Wassertiefe (bei MNW) liegt im degradierten Abschnitt mit 69,71 cm nur geringfügig höher als im älteren renaturierten Abschnitt mit 62,91 cm (Tab. 5.9). Deutlich geringer ist die mittlere Wassertiefe mit 49,78 cm im jüngeren umgestalteten Abschnitt (Anhang 5.1, 5.6). Diese Gewässerstrecke wurde mit deutlich breiterem und gleichzeitig flacherem Profil angelegt. Der Variationskoeffizient CV für die Wassertiefe ist im älteren renaturierten Abschnitt mit 0,51 höher als im jüngeren mit 0,42 und im degradierten Abschnitt mit 0,44.

Die maximale Wassertiefe ist im älteren renaturierten Abschnitt mit 135 cm höher als im degradierten Abschnitt sowie im jüngeren renaturierten Abschnitt mit jeweils 120 cm.

Tab. 5.9: Ergebnisse der hydromorphologischen Metrics auf Mikroebene für die untersuchten Abschnitte

Metric	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Wassertiefe (MNW)			
Stichprobenumfang	316	574	414
Mittelwert x (in cm)	62,91	49,78	69,71
Median Z (in cm)	69,00	50,00	75,50

5 – Hydromorphologie im Vergleich renaturiert - degradiert

Metric	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Standardabweichung s	32,03	21,05	30,35
Variationskoeffizient CV	0,51	0,42	0,44
Maximale Wassertiefe (MNW)			
Stichprobenumfang	316	574	414
Maximalwert (in cm)	135,00	120,00	120,00
Mittelwert x (in cm)	98,30	71,10	99,60
Median Z (in cm)	97,00	78,00	100,00
Standardabweichung s	15,72	13,48	11,29
Variationskoeffizient CV	0,16	0,17	0,11
Fließgeschwindigkeit (MNW)			
Stichprobenumfang	316	574	414
Mittelwert x (in m/s)	0,27	0,35	0,35
Median Z (in m/s)	0,28	0,42	0,40
Standardabweichung s	0,21	0,19	0,19
Variationskoeffizient CV	0,77	0,53	0,54
Maximale Fließgeschwind. MNW			
Stichprobenumfang	316	574	414
Maximalwert (in m/s)	0,75	0,75	0,67
Mittelwert x (in m/s)	0,57	0,56	0,58
Median Z (in m/s)	0,56	0,55	0,58
Standardabweichung s	9,56	6,61	6,01
Variationskoeffizient CV	0,17	0,12	0,10
Substratdiversität (Shannon-Wiener Index)			
Stichprobenumfang	316	574	414
Shannon-Wiener-Index (Abs.)	1,66	1,53	1,55
Substratvielfalt (Spatial- Diversity-Index)			
Stichprobenumfang	316	574	414
Spatial-Diversity-Index (SDI)	4,66	3,22	5,27

Ein Vergleich der Fließgeschwindigkeiten zeigt, dass die Mittelwerte (aus den Transekten, gemittelt über die Abschnitte) im degradierten und jüngeren umgestalteten Abschnitt mit 0,35 m/s gleich hoch sind, im älteren renaturierten Abschnitt jedoch nur 0,27 m/s erreichen und damit dem Leitbildzustand von meist <0,3 m/s im Querprofil (LUA 2001 b) entsprechen

(Anhänge 5.5, 5.6). Die maximalen Fließgeschwindigkeiten mit jeweils 0,75 m/s finden sich in beiden renaturierten Strecken. Der Variationskoeffizient CV zeigt für den älteren renaturierten Abschnitt mit einem Wert von 0,77 eine größere Varianz der Fließgeschwindigkeiten an als für den jüngeren umgestalteten sowie den degradierten Abschnitt mit 0,53 bzw. 0,54.

Die Sohlsubstrate wurden hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung sowie Diversität untersucht. Die Zusammensetzung und räumliche Verteilung der Substrate in den Abschnitten ist in Tab. 5.10 und Anhang 5.3 dargestellt. Die häufigsten Substrate, die sowohl im degradierten Abschnitt als auch in den renaturierten Abschnitten auftreten, sind Sand, Kies und Makrophyten und zu einem geringeren Anteil Schlamm. Sand ist im degradierten Abschnitt mit 34,2 % das dominierende Substrat, ebenso im jungen, renaturierten Abschnitt mit 51,1 %. Kurz nach der Herstellung kommt es noch zu starken Umlagerungen von Feststoffen im jungen renaturierten Abschnitt. Hinzu kommt Sandeintrag aus den degradierten Abschnitten oberhalb. Dieser mobile Sand ist als besiedelbares Substrat für die Benthosfauna im Gegensatz zu lagestabilem Sand, der in den gekrümmten Laufabschnitten und im Bereich der Totholzeinbauten auftritt, kaum geeignet. Im älteren renaturierten Abschnitt geht der Sandanteil auf 26,1 % zurück, hier dominiert der Anteil des für die Besiedlung des Makrozoobenthos hochwertigen Kieses mit 31,5 %. Zweithäufigstes Substrat im degradierten Abschnitt ist das technische Substrat der Steinschüttung, das 28,3 % und damit mehr als ein Viertel des Gewässerquerschnitts einnimmt (Tab. 5.10).

Als weiteres hochwertiges Substrat für die benthische Besiedlung tritt Grobkies in den renaturierten Abschnitten mit geringen Anteilen von 1,2 % (junger umgestalteter Abschnitt) bis 2,3 % (älterer renaturierter Abschnitt) auf.

Tab. 5.10: Substratanteile in den untersuchten Abschnitten

Abschnitte:	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Substrate			
Kies	31,5	16,1	17,1
Grobkies	2,3	1,2	0
Sand	26,1	51,1	34,2
Lehm	4,6	7,1	0,8
Schlamm	3,0	9,4	0,5
Makrophyten	25,2	1,6	15,6
Detritus (Grob-, Fein-)	4,9	9,9	0,8
Totholz	<1	<1	0
Wurzelbärte	<1	0	0,8
Torf	2,0	<1	0
Steinschüttung	0	0,2	28,3
Steinsatz	0	0	<1

Abschnitte:	PN05 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert
Substrate			
Faulschlamm	0	0	0,8
Algen	0	3,3	0
Summe Anteil technischer Substrate	0	0,2	ca. 29
Summe Anteil organischer Substrate	ca. 36	22	ca. 18

Die für den Gewässertyp charakteristischen organischen Substrate sind im degradierten Abschnitt v.a. durch Makrophyten mit 15,6 % und minimalen Anteilen von Schlamm (überwiegend organisch), Detritus und Wurzelbärten vertreten (zusammen unter 3 %). Der Anteil organischer Substrate steigt im jüngeren, renaturierten Abschnitt auf ca. 22 % und liegt bereits höher als im degradierten Abschnitt, obwohl Makrophyten zum Zeitpunkt der Geländeaufnahmen im Frühjahr 2007 erst unter 2 % der Sohle besiedelt hatten. Dominierende organische Substrate in diesem Abschnitt sind Schlamm und Grobdetritus, die zusammen knapp 20 % des Substrats ausmachen und damit deutlich über den entsprechenden Anteilen im älteren, umgestalteten Abschnitt (7,9 %) liegen. Dieser weist jedoch mit 25,2 % einen recht hohen Anteil von Makrophyten auf und erreicht zusammen mit kleinen Vorkommen von Torf (2 %), Totholz und Wurzelbärten (<2 %) einen Anteil organischer Substrate von 36 % und liegt damit deutlich näher an der Leitbildzusammensetzung der Substrate als der degradierte Abschnitt (Anhang 5.4). Für den jüngeren, renaturierten Abschnitt ist nach fortschreitender Sukzession und entsprechender Makrophytenbesiedlung ein noch höherer Anteil der organischen Substrate zu erwarten.

Die Diversität der Substrate zeigt anhand des Shannon-Wiener-Index (SWI) ähnliche Werte für den degradierten und jüngeren renaturierten Abschnitt an mit 1,55 bzw. 1,53. Ein leichter Anstieg des Wertes ist mit 1,66 zum älteren renaturierten Abschnitt festzustellen, die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Tab. 5.11, Anhang 5.6). Ein Blick auf das Substratmosaik (Anhang 5.3) macht deutlich, dass der jüngere renaturierte Abschnitt Pont-Süd eine Zweiteilung des Abschnitts mit deutlicher Dominanz des Substrates Sand in den Transekten 12 bis 24 und einer größeren Substratvielfalt in den Transekten 1 bis 11 aufweist. Diese Zweiteilung zeigt sich in signifikanten Unterschieden im Diversitätsindex nach Shannon-Wiener. Der Vergleich mit dem älteren renaturierten Abschnitt verdeutlicht, dass der junge renaturierte Abschnitt in seinen oberen Transekten durch eine statistisch weniger diverse Substratausprägung als im degradierten Abschnitt gekennzeichnet ist, in seinem unteren Transekten dagegen eine signifikant höhere Substratdiversität als der ältere renaturierte Abschnitt aufweist.

Tab. 5.11: Signifikante Reaktionen der hydromorphologischen Metrics auf Mikroebene für die betrachteten Einflussfaktoren

(U-Test nach Mann-Whitney, Signifikanz: $p < 0,05$ grau hinterlegt)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Wassertiefe			
p	0,02	<0,001	<0,01
Z	2,29	5,19	3,10
Fließgeschwindigkeit			
p	<0,001	0,5	0,001
Z	3,57	-0,67	-3,25
Substratdiversität (Shannon-Wiener Index)			
p	0,29	0,86	0,69
Z	-1,05	-0,18	0,49
Substratdiversität (Spatial-Diversity Index)			
P	0,44	0,01	0,048
Z	0,76	2,51	1,98

Der SDI beträgt liegt im degradierten Abschnitt mit 5,27 höher als in den renaturierten Abschnitten. In diesem Abschnitt dominieren die Substrate Sand und Kies auf der Gewässersohle, in den ufernahen Sohlbereichen Steinschüttung und Makrophyten. Mit 3,22 ist der SDI im jüngeren renaturierten Abschnitt signifikant niedriger, bedingt durch das Auftreten von großen Sandflächen. Hier ist sicherlich der relativ einförmige obere Teil des Abschnitts mitentscheidend für den geringen Wert. Mit 4,66 im älteren renaturierten Abschnitt zeigt der SDI einen Wert, der signifikant über dem in der jungen Renaturierung liegt, den Wert im degradierten Abschnitt jedoch nicht erreicht.

In der Abb. 5.1 sind die ermittelten aquatischen Habitattypen für die untersuchten Abschnitte dargestellt. Die Kombination der Faktoren Substrat, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit zur „aquatischen Habitatvielfalt“ macht deutlich, dass die renaturierten Abschnitte eine wesentlich ausgeprägtere aquatische Habitatvielfalt aufweisen und damit auch vielfältigere Lebensbedingungen für aquatische Organismen. Der degradierte Abschnitt Pont-Süd zeigt 48 verschiedene aquatische Habitattypen gegenüber 74 im älteren renaturierten Abschnitt und 75 in der jungen Renaturierung. Die Zunahme der Habitatvielfalt resultiert zum einen aus den zusätzlichen organischen Substraten (Totholz, Torf, Algen) und zum anderen aus einer größeren Vielfalt der Habitate in den organischen und anorganischen Substraten. So steigt in den beiden renaturierten Abschnitten die Anzahl der verschiedenen Habitate in den Substraten Makrophyten, Kies und Schlamm um 100 % bis 150 % an. Lediglich im jüngeren renaturierten Abschnitt nimmt die Zahl der Habitate im Substrat Makrophyten aufgrund der noch sehr

geringen flächigen Ausdehnung der Makrophyten ab. Weitere Unterschiede zwischen den renaturierten Abschnitten sind die Anzahl der Totholzhabitate, die im jüngeren umgestalteten Abschnitt noch fehlenden Wurzelbärte und die dort auftretenden Algen. Eine weitere Einschränkung der Habitatvielfalt im degradierten Abschnitt ergibt sich daraus, dass knapp ein Drittel der ermittelten 48 Habitattypen auf das technische Substrat Steinschüttung entfällt.

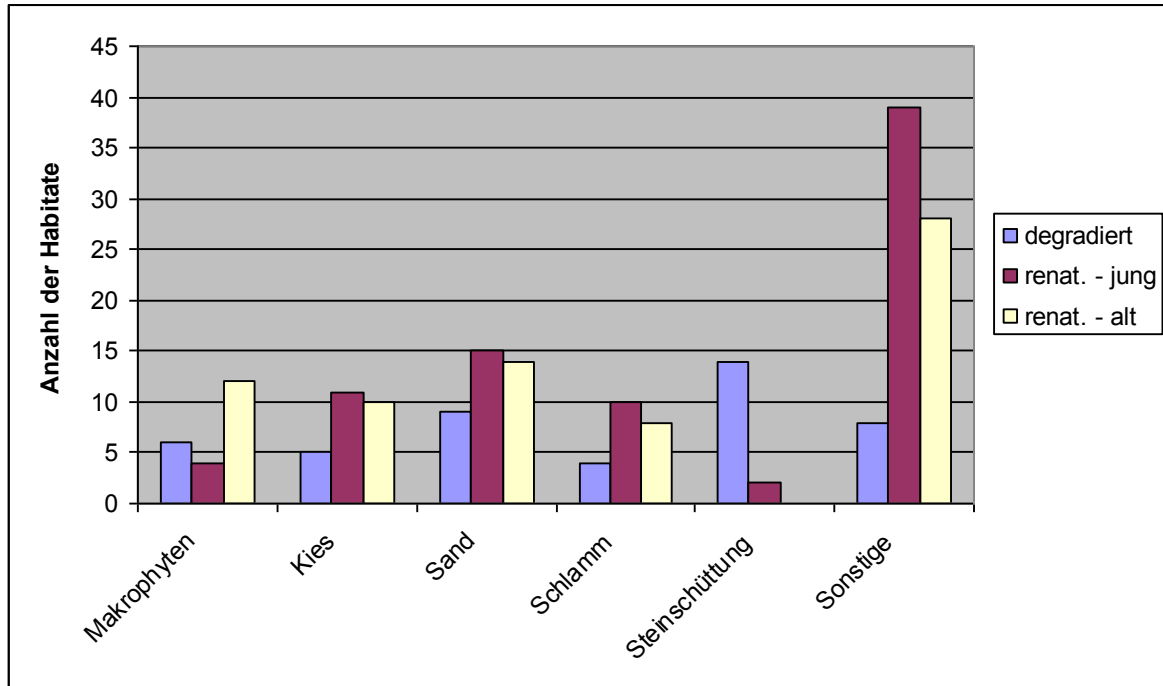


Abb. 5.1: Anzahl der unterschiedlichen aquatische Habitattypen in den untersuchten Abschnitten

Es wird deutlich, dass in den renaturierten Abschnitten nicht nur weitere Substrate auftreten, sondern dass sich auch die gemeinsamen Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm durch eine größere Anzahl von Habitattypen auszeichnen (Abb. 5.1). Das heißt, dass die Lebensbedingungen in diesen Substrattypen durch variablere Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen vielfältiger sind als im degradierten Abschnitt.

Fazit: Die Reaktion der untersuchten Metrics ist unterschiedlich. Für die Wassertiefe wurden zwischen den drei Abschnitten signifikante Unterschiede ermittelt. Die Fließgeschwindigkeit hat im älteren renaturierten Abschnitt abgenommen und ist signifikant unterschiedlich zu den beiden anderen Abschnitten. Der Werte für den Shannon-Wiener-Index der Substratdiversität ist im älteren renaturierten Abschnitt geringfügig höher, die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant. Der Spatial-Diversity-Index zeigt keine Verbesserungen durch die Renaturierungen an. Positive Veränderungen der Renaturierungen sind der Anstieg des Anteils der organischen und der hochwertigen Substrate sowie eine höhere aquatische Habitatvielfalt.

5.4 Diskussion

Die Ausprägung der Hydromorphologie ist in einem degradierten Abschnitt sowie zwei renaturierten Abschnitten an der Niers in Geldern-Pont anhand von verschiedenen Metrics untersucht worden, um Unterschiede auf verschiedenen räumlichen Skalen quantifizieren zu können.

Ziel ist die Beurteilung der hydromorphologischen Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen und darüber hinaus die Einschätzung der Eignung der untersuchten Metrics als mögliche Indikatoren für Renaturierungsmaßnahmen.

Die umgesetzten Maßnahmen zur Renaturierung wirken sich auf der Makro-, Meso- und Mikroebene aus und können damit auch Einfluss auf die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften haben. Für diese sind neben der Substratvielfalt, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe (BOYERO, 2003; JUNGWIRTH et al. 2003, HARRISON et al., 2004; BEAUGER et al., 2006, JORDE, SCHNEIDER 2010) auch Faktoren höherer Skalen bedeutsam (BROSSE et al. 2003, MARTEL et al. 2007, MATTHEWS et al. 2010, MILLER et al. 2010, ROLAUFFS et al. 2010). Parameter aus den verschiedenen räumlichen Skalen sind daher auch für Monitoringuntersuchungen und Erfolgskontrollen relevant (INOUE, NUNOKAWA, 2002; BROOKS et al., 2005; HERING et al., 2006).

5.4.1 Hydromorphologische Wirksamkeit

Die Einschätzung der Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen erfolgte durch den Vergleich der vor Ort gemessenen Metrics mit der erwarteten Reaktion, die maßnahmen- und leitbildbasiert ermittelt wurde (LUA 2001 b, MUNLV 2010, LANUV 2012). Eine hydromorphologische Wirksamkeit ist gegeben, wenn eine signifikante Veränderung in Richtung einer gewässertypspezifischen Ausprägung festgestellt wird. Das bedeutet nicht zwangsläufig, dass die hydromorphologischen Zielvorgaben nach EU-WRRL in jedem Fall bereits erreicht sind. In der Fachdiskussion werden als Ziele z.B. die Strukturgüteklassen 1 bis 3 angegeben (LANUV 2011). Die Ermittlung der hydromorphologischen Wirksamkeit eignet sich für das Aufzeigen von erfolgreichen Entwicklungen in diese Richtung und dient so der Verbesserung der Akzeptanz von Maßnahmen (JÄHNIG et al. 2011).

Die an der Niers in Geldern-Pont durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen haben direkten Einfluss auf die Metrics der betrachteten räumlichen Skalen, weil wichtige bestimmende Faktoren wie die Linienführung durch die Neuanlage eines geschwungenen Gerinnes und die Gerinneform verändert wurden.

Die Ergebnisse bestätigen die These, dass die renaturierten Abschnitte eine größere Vielfalt an Strukturen und Habitatbedingungen im Gewässer und in der Aue aufweisen als der degradierte Abschnitt. Dabei nimmt die hydromorphologische Diversität in erster Linie auf der Makro- und Mesoebene zu. Metrics der Mikroebene reagieren weniger deutlich. Teilweise ist dieses direkt auf die Art der Renaturierungsmaßnahme und z.T. auch auf unverändert bestehende Einflüsse aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet zurück zu führen (z.B. Eintrag von Feinsedimenten). Die Betrachtung von einzelnen Metrics aus nur einer Ebene könnte somit zu falschen Rückschlüssen führen. Durch die weitreichenden Veränderungen im Niers-einzugsgebiet wurden die Randbedingungen für die morphologische Entwicklung des Typs 12 stark überprägt. Durch die Tieferlegung der Niers in die mineralischen Sedimente, Veränderungen des Wasserhaushalts und des Erosions- und Sedimentationsverhaltens haben sich auch die Bedingungen für die Neuentstehung von Strukturen verändert. Wichtig bei der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen sind die Gewährleistung der Dauerhaftigkeit und die Fähigkeit der eigendynamischen Neuentstehung von Strukturen auf den verschiedenen räumlichen Skalen (SEAR et al. 1998). Dabei spielt die Abstimmung der Morphologie auf das Feststoffregime eine wichtige Rolle, wozu ein verbessertes Verständnis von Abfluss- und Feststoffdynamik sowie Transport und Deposition nötig ist (STEIGER et al. 2005). Häufig sind die im Zuge von Maßnahmenumsetzungen hergestellten Strukturen nicht von Dauer (RONI et al. 2005).

Makroebene

Als Metrics der Makroebene sind die Länge der Uferlinie und der Windungsgrad des Gewässers durch die Maßnahmen verändert und positiv beeinflusst worden. Durch die Laufverlegung wurde gleichzeitig eine Laufverlängerung erreicht, die zu einer Zunahme der Uferlänge in den renaturierten Abschnitten geführt hat. Das bestätigten auch vorliegende Untersuchungen aus dem Tiefland sowie aus Gebirgen (FELD et al. 2007, DURRER, HUNZINGER 2008). Durch die stärkere Laufkrümmung und den fehlenden Uferverbau wurden die Voraussetzungen für eine eigendynamische Entwicklung geschaffen, die sich wiederum positiv auf die Entstehung von Strukturen der Mesoebene sowie auf die Substratanzahl ausgewirkt hat. Als weiterer positiv beeinflusster Metric der Makroebene kann die Einschnittstiefe genannt werden, die durch die Anlage einer ins umliegende Gelände eingeschnittenen Sekundär- oder Ersatzaue vor allem in der jungen Renaturierung verringert wurde. Die für den Leitbildzustand typischen Werte von bis zu 0,5 m (LUA 2001 b) werden jedoch nicht erreicht. Die bordvolle Breite zeigt nur im jungen renaturierten Abschnitt aufgrund der Anlage eines breiteren Gerinnes eine Verbesserung, erreicht aber die typspezifische Breite nach MUNLV (2010) von bis zu 30 m (für die Sohlbreite!) noch nicht.

Somit zeigen die Metrics Windungsgrad, Uferlänge und Einschnittstiefe positive Reaktionen in den renaturierten Abschnitten, die direkt mit der baulichen Herstellung in Bezug auf Art und Ausmaß der Maßnahme zusammen hängen. Maßgeblich für die weitere morphologische und dynamische Entwicklung der Abschnitte sind Einflüsse aus dem Einzugsgebiet (THOMSON et al. 2001, MOLNAR et al. 2002,). Dazu gehören neben den übergeordneten Faktoren Geologie, Klima, Relief und Talform (BRIEM 2002, JUNGWIRTH 2003, MUNLV 2010) das Gefälle, die Laufentwicklung und die Profilform. Diese Faktoren wurden zusammen mit der Vegetationsbedeckung und dem Abfluss- und Feststoffregime vor allem im Tiefland durch menschliche Nutzungen stark verändert (KERN 1994). An der Niers haben Landentwässerung, Versiegelung und Einleitung von Sumpfungswasser zur Veränderung des Abflussregimes geführt (MUNLV 2005 a, MUNLV 2009 b). Auch intensive Landnutzung, großflächige Degradation der Gerinnemorphologie durch Vertiefung, Begradigung und Uferverbau sowie ein veränderter Feststofftransport beeinflussen die untersuchten renaturierten Abschnitte. Diese veränderten Randbedingungen führen nach KERN (1994) zu einer auf den Gewässertyp bezogen suboptimalen Gewässerentwicklung. Diese kann sich z.B. in einer anderen Laufdynamik oder einem anderen Gewässertyp niederschlagen, so dass die Niers heute in mehreren Strukturparametern eher dem Typ 15 entspricht.

Für die Regeneration begradigter Gewässerstrecken mit Ufersicherung ohne umgesetzte Renaturierungsmaßnahmen sind längere Zeiträume anzusetzen. Dies gilt, wie bereits erwähnt, besonders bei anstehenden, kohäsiven Sedimenten. KERN (1994) setzt dafür Zeiträume bis über 100 Jahre an und stuft auf Makroebene 10 bis 100 jährliche Hochwasserereignisse mit entsprechenden Geschiebeumlagerungen, Seitenerosion und Gleituferauflandung als maßgebliche Faktoren für die morphologische Entwicklung ein. Die bauliche Herstellung eines neuen Gewässerlaufes sowie einer Ersatzaue stellt sich daher im Tiefland, in Bereichen mit vorherrschend kohäsiven Böden und geringen eigendynamischen Prozessen, vor dem Hintergrund der ermittelten Metricreaktionen insgesamt als zielführend dar (KERN 1994, WOLFERT et al. 2001, NAKANO, NAKAMURA 2008, MATTHEWS et al. 2010).

Mesoebene

Im Gegensatz zur Abflussdynamik, die durch die räumlich begrenzten Maßnahmen zur Renaturierung nicht verändert werden kann, hat die Anlage einer Ersatzaue zur Verbesserung der Überflutungs- und Auendynamik sowie Vernetzung von Gewässer und Aue geführt. Zusammen mit der verbesserten Gewässerbettodynamik bestehen in den renaturierten Abschnitten somit Bedingungen, die Substratumlagerungen, Ablagerungen von Totholz, Genisten und Grobdetritus sowie die Neuentstehung von Strukturen auf der Meso- und Mikroebene ermöglichen. Die untersuchten Metrics auf Mesoebene zeigen dementsprechend überwiegend sehr deutliche positive Veränderungen in den renaturierten Abschnitten.

Das trifft auch weitgehend auf die Sohl- und Uferstrukturen zu, von denen im degradierten Abschnitt lediglich vereinzelte Ansätze festgestellt wurden. In den renaturierten Abschnitten sind Sohl- und Uferstrukturen jeweils in recht großer Anzahl und in Form mehrerer unterschiedlicher Strukturtypen vorhanden. Die Untersuchungen von LORENZ et al. (2009) und FELD et al. (2007) an Fließgewässern des Tieflands zeigen ebenfalls eine deutlich größere Anzahl und Vielfalt der Strukturelemente in Gewässer und Aue renaturierter Gewässerstrecken. Die Bildung von Uferbänken in den renaturierten Abschnitten der Niers wurde durch die Eigendynamik infolge fehlender Uferbefestigung erst ermöglicht. Sie ist im jungen renaturierten Abschnitt aufgrund der größeren Gewässerbreite und in Verbindung mit stärkeren Laufkrümmungen und Totholzeinbau deutlicher ausgeprägt. Uferbänke haben einen positiven Einfluss auf die amphibische Breite (Breite der Wasserwechselzone). In den beiden renaturierten Abschnitten sind amphibische Übergangszonen zwischen den aquatischen und terrestrischen Lebensräumen bereits gut ausgebildet und im Mittel mehrere Meter breit (Summe beide Uferseiten). Die amphibische Breite im degradierten Abschnitt dagegen ist bedingt durch die hohe Einschnittstiefe, den Uferverbau aus Steinschüttungen und die steilen Ufer praktisch nicht vorhanden bzw. sehr gering. Die z.T. durch Offenboden geprägten amphibischen Bereiche und der Strukturreichtum in der geschaffenen Ersatzauw bieten vielfältige Habitatbedingungen für die Uferfauna (s. Kap. 8) sowie die adulten Stadien der semi-aquatischen Organismen. Als relevante Einflussgrößen für die Strukturbildung auf der Mesoebene sind Abflussdynamik, Gewässerbreite, Einschnittstiefe, Gefälle und Fließgeschwindigkeiten, Laufkrümmung sowie anstehende Sedimente zu nennen. Durch die bereits genannten anthropogenen Veränderungen sind die entstandenen Sohl- und Uferstrukturen z.T. eher typisch für sandgeprägte Flüsse. KERN (1994) führt v.a. mittlere bis 10 jährliche Hochwasserereignisse und den Eintrag von Feststoffen als maßgebliche Faktoren an, die u.a. zu geomorphologischen Prozessen wie lokalen Uferabbrüchen, Auflandungen, Auskolkungen und der Bildung von Uferbänken führen. Diese treten auch in den renaturierten Niersabschnitten auf. Der organische Charakter des Typs 12, geprägt durch organisch dominierte Laufabschnitte mit Totholz- und Treibselansammlungen, Makrophyten sowie vorherrschenden, langsam fließenden bis stagnierenden Stillenstrecken (LUA 2001 b, BRIEM 2002), tritt jedoch hinter der stärker mineralischen Ausprägung zurück.

Durch die transektweise Erfassung in äquidistanten Abständen wurden die im jungen renaturierten Abschnitt eingebrachten Totholzelemente und die durch diese hervorgerufenen Strukturen an Ufer und Sohle (z.B. Kolke, Uferausbuchtungen, Tiefrinnen, Ansammlungen von Genisten) nur teilweise erfasst. Die Wirksamkeit von Totholz für die hydromorphologische Strukturvielfalt, die vielfach beschrieben wurde (SOMMERHÄUSER, SCHUHMACHER 2003, KAIL et al. 2007, MUOTKA, SYRJÄNEN 2007), kann im jungen renaturierten Niersabschnitt Pont-Süd jedoch bestätigt werden.

Die künftige Gehölzentwicklung an den Ufern wird zur weiteren Verbesserung der Strukturvielfalt in den renaturierten Abschnitten führen (z.B. durch Wurzeln, Prallbäume, Sturzbäume etc.). Neben verstärkter Beschattung sind der Nährstoff-, Falllaub- und Totholzeintrag bedeutsam für die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen (KLEIN et al. 2007). Diese Einflüsse von Ufergehölzsäumen und bewaldeten Gewässerrandstreifen erstrecken sich auch auf die aquatische Habitatstruktur im Gewässer und haben Einfluss auf die Besiedlung des Makrozoobenthos (SPONSELLER et al. 2001, MUOTKA, SYRJÄNEN 2007).

Als weitere Metrics der Mesoebene zeigen die Breite der Ersatzaue als direkter Entwicklungs- und Überflutungsraum für das Gewässer sowie die Gesamtbreite des Gewässerrandstreifens als erweiterter Entwicklungskorridor positive Reaktionen in den renaturierten Abschnitten. Sie sind von der baulichen Umsetzung und von der Flächenverfügbarkeit abhängig. Diese Bereiche sind Voraussetzung für die Entwicklung von Auenstrukturen, die ebenfalls in den renaturierten Abschnitten zahlreich und in Form von verschiedenen Strukturtypen wie z.B. Altarme, Altwasser, Kleingewässer, Rinnensysteme und Flutmulden vorhanden sind. Ihr Fortbestand und ihre Neuentstehung sind vom Verlauf der Sukzession sowie den dynamischen Prozessen abhängig. Durch die Sukzession haben sich diese Strukturen bis zum Zeitpunkt der Untersuchungen bereits in Richtung autotypischer Lebensräume (wie Seggen-, Binsen- und Schilfröhrichte, in den Altarmen und Altwässern Schwimmblattvegetation) weiter entwickelt. Im älteren renaturierten Abschnitt haben sich durch Initialpflanzung sowie durch eigenständige Gehölzsukzession bereits Erlen-Weiden-Ufergehölze und Erlen-Eschenbestände in der Ersatzaue sowie im Gewässerrandstreifen entwickelt. Der degradierte Abschnitt weist keine aktive Auenentwicklung auf bzw. ist von der ehemaligen Gewässeraue weitgehend abgetrennt. Überflutungen im Umfeld treten nur bei seltenen Hochwässern auf.

Der Parameter Wasserspiegelbreite bei MNW, der die Breite des aquatischen Lebensraumes angibt, zeigt noch keine Veränderungen in der älteren Renaturierung und damit ein verbleibendes Defizit auf. Der junge renaturierte Abschnitt ist durch eine signifikant größere Wasserspiegelbreite gekennzeichnet, so dass eine positive Metricreaktion feststellbar ist.

Mikroebene

Einflussfaktoren für die Ausprägung der untersuchten Metrics auf Mikroebene sind neben dem Maßnahmentyp und den spezifischen Charakteristika des jeweiligen Standortes die Gerinnemorphologie, Profiltyp und -größe (Einschnittstiefe, -breite), Substratverfügbarkeit, Gefälle, Abflussverhältnisse und die daraus resultierenden Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen. Veränderungen im Bereich der Mikrohabitate treten bereits durch saisonale Abflussschwankungen bis zum jährlichen Hochwasser auf (KERN 1994). Hydromorphologische Unterschiede zwischen den renaturierten und dem degradierten Niersabschnitt konnten auf der Mikroebene in geringem Ausmaß festgestellt werden.

Signifikante Veränderungen zeigen die mittlere Wassertiefe (bei MNW), die durch die Renaturierungen abnimmt und die mittlere Fließgeschwindigkeit (bei MNW) an, die im älteren renaturierten Abschnitt signifikant reduziert ist und mit Werten $<0,3$ m/s (im Querprofil gemittelt) dem Leitbildzustand nahe kommt (LUA 2001 b). LORENZ et al. (2009) weisen an renaturierten Tieflandgewässern höhere Varianzen der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit nach. Die Verteilung der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten entspricht trotz erster Verbesserungen infolge der Renaturierung noch nicht den typspezifischen Werten. Während im Leitbildzustand langsam fließende, flache Abschnitte überwiegen (LUA 2001 b), dominieren in den untersuchten Abschnitten nach wie vor schnell fließende, tiefe Bereiche. Durch die Renaturierungen ist dieser Anteil zwar zurückgegangen, liegt aber immer noch deutlich über den Werten des Leitbildzustandes (Anhang 5.5).

Dass Zusammenhänge zwischen den Substrattypen, der Substratverteilung und -heterogenität, den Fließverhältnissen und der benthischen Besiedlung bestehen, ist mehrfach beschrieben worden (STEFFAN 1965, WACHS 1968, BRAUKMANN 1987, SCHÖNBORN 1992, HUMBORG 1995). Die in den renaturierten Abschnitten untersuchte Substratdiversität (Shannon-Wiener) zeigt jedoch noch keine signifikanten Veränderungen durch die Renaturierungen an. Obwohl in den Fließ- und Tiefenverhältnissen erste, wenn auch noch geringe, Unterschiede eingetreten sind, spiegeln sich diese nicht in der Substratdiversität wider. Als mögliche Ursachen für die fehlende Reaktion kommen die noch zu geringen Gewässerbreiten, zu geringe Varianzen von Gewässerbreite und Fließgeschwindigkeiten, zu wenig Totholz und Einflüsse aus dem Einzugsgebiet in Frage. Diese machen sich über das Abflussregime, die Flächennutzung und den Feststoffeintrag aus landwirtschaftlichen und urbanen Flächen bemerkbar. Aufgrund des nach wie vor hohen Ausbaugrades der Niers ist die Feststoff- und Gewässerbettodynamik stark reduziert. Erosions- und Sedimentationsprozesse finden in den degradierten Ausbauabschnitten kaum statt. Feststoffe werden in Form von Schwebstoffen (sehr feines, oft kohäsives Material; ATV-DVWK 2000) sowie auf der Gewässersohle (Feinsedimente wie Sand) transportiert und lagern sich in aufgeweiteten, breiteren Gewässerstrecken, wie z.B. den renaturierten Abschnitten, ab. Im jungen renaturierten Abschnitt ist ein Sandeintrag vom oberhalb gelegenen degradierten Abschnitt festzustellen, der zum hohen Sandanteil in diesem Abschnitt beiträgt.

Für Teilstrecken der renaturierten Abschnitte trifft die Einschätzung von KEMP et al. (1999) zu, die für Gewässerstrecken mit einheitlicher Wassertiefe eine geringe Habitat- und Substratdiversität feststellten. Die Anzahl von Substrattypen ist zudem im degradierten Abschnitt ähnlich hoch, wobei auch technische Substrate der Ufersicherung darunter fallen. Der ältere renaturierte Abschnitt weist einen geringfügig höheren, nicht signifikanten Wert des Shannon-Wiener-Index für die Substratdiversität auf. Ein ähnliches Bild zeigen die Ergebnisse für den Spatial-Diversity-Index (SDI). LORENZ et al. (2009) stellten dagegen in renaturierten

Strecken an Tieflandgewässern jeweils einen höheren SDI fest.

Eine positive Reaktion auf der Mikro-Ebene ist die Zunahme des Anteils der organischen Substrate, die für den Gewässertyp 12 charakteristisch ist (LUA 2001 b, Lorenz et al. 2009) und der für die benthische Besiedlung wertvollen Substrate Kies und Grobkies v.a. in der älteren Renaturierung. Allerdings erreichen die organischen Substrate bei weitem noch nicht die typspezifischen Anteile, wie sie in LUA (2001 b) aufgeführt werden (Anhang 5.4). Dort werden Torf/organisches Material als dominierendes, häufigstes Substrat und Totholz, Falllaub, Äste und Makrophyten als vorherrschend bzw. häufige Substrate bezeichnet. Auch die aquatische Habitatvielfalt (aus der Überlagerung der Messpunktdaten zu Substrat, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit) zeigt deutliche Zunahmen der Anzahl und Art aquatischer Habitattypen in den renaturierten Abschnitten.

Die ökologische Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen ist auf der Mikro-Ebene nachweisbar, jedoch in geringerem Ausmaß im Vergleich zur Meso- und Makroebene. Angesichts der verbleibenden Defizite können Empfehlungen für künftige Maßnahmenplanungen abgeleitet werden.

Verbleibende Defizite und Empfehlungen

PALMER et al. (2010) weisen darauf hin, dass Laufveränderungen und Habitatverbesserungen nicht primäres Ziel bei Renaturierungen von Gewässern sein sollten, wenn weitere Belastungen im Einzugsgebiet die ökologischen Wirkungen überdecken. In diesem Falle seien die limitierenden Faktoren zunächst zu identifizieren und abzustellen. Grundsätzlich sind v.a. stoffliche Belastungen zu reduzieren, da sie die Besiedlung durch Fische und Makrozoobenthos beeinflussen (ROLAUFFS et al. 2010). Aber auch Veränderungen des Abflussregimes, der Landnutzung und damit des Feststoffregimes haben Auswirkungen auf die Habitate und deren Besiedlung (MOLNAR et al. 2002, LESTER et al. 2007, MILLER et al. 2010, MATTHEWS et al. 2010). Verschiedene Autoren leiten aus der Stärke der Einflüsse der verschiedenen Skalen auf die Lebensgemeinschaften hierarchische Abfolgen für die Maßnahmenplanung ab (RONI et al. 2008, PALMER et al. 2010, ROLAUFFS et al. 2010, HERING et al. 2011). Verbesserungen dieser Faktoren sind daher Ziel führend im Sinne einer Zielerreichung nach EU-WRRL.

Die vorliegende Untersuchung konnte zeigen, dass auch in stark degradierten Einzugsgebieten durch hydromorphologische Maßnahmen wie Gewässerrenaturierungen mit Neutrassierungen und Anlage von Ersatzauen deutliche Verbesserungen der Habitat- und Strukturvielfalt erzielt werden können.

Dabei konnte der organische Charakter des Typs 12 im aquatischen Bereich nur teilweise verbessert werden. Vielmehr ist aufgrund der anthropogen veränderten Randbedingungen für

die Niers im Hinblick auf die naturnahe Gewässerentwicklung und die Zielerreichung nach EU-WRRRL von einem Mischtyp aus Typ 12 und Typ 15/17 auszugehen. Für die Auenbereiche ist bereits eine relativ typspezifische Ausprägung erreicht worden. Allerdings liegt der Nierswasserspiegel bei Mittelwasser noch zu weit unter dem Niveau der Gewässeraue. Das Ausmaß der Reaktionen differiert zwischen verschiedenen Betrachtungsebenen. Die größere Vielfalt an Habitaten verbessert die aquatische Habitatverfügbarkeit und deren Bedingungen. Zusammen mit den vergrößerten Habitatflächen, in erster Linie im jungen renaturierten Abschnitt, kann dadurch eine höhere aquatische, semiterrestrische sowie terrestrische Biodiversität der Gewässer und Auen (MADDOCK 1999, RABENI 2000, AMOROS 2001, JÄHNIG et al. 2008, JANUSCHKE et al. 2009) erreicht werden. Die Wiederherstellung des Typs 12 ist mittelfristig nicht möglich. Die typspezifischen Wasserstände führen zu einem Grundwasserstau, Moorbildung und aufgrund des sehr geringen Gefälles zu fast stehenden Gewässern in organischen, meist langfristig überfluteten Substraten (BRIEM 2002). Aufgrund der Entfernung bzw. Mineralisierung des Niedermoorbodens, des hohen Einschnitts in mineralischen Untergrund und der Landentwässerung sind die charakteristischen, ganzjährig hohen Wasserstände des Grundwassers sowie im Gerinne durch Tieferlegung der Niers und ihrer Zuflüsse beseitigt worden. Dadurch werden die Gewässerbetten nun nicht mehr durch die organischen Bestandteile in Form von Vegetation, Wurzelwerk, Torf und Totholz gebildet, sondern durch mineralische Substrate (v.a. Lehm, Ton, Sand). In den renaturierten Abschnitten treten Gleithänge in Form von Sedimentbänken auf, die eher für den Typ 15 charakteristisch sind. Es ist daher für die Gewässer des Typs 12 in degradierten Einzugsgebieten eher eine Entwicklung in Richtung des Typs 15 unter Berücksichtigung einiger typspezifischer Elemente des Typs 12 erreichbar. Durch die Anlage breiterer und flacherer Profile und die Schaffung größerer Laufkrümmungen und Breitenvarianz (LUA 2001 b, MUNLV 2010) können die Varianzen der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen erhöht und damit die Voraussetzungen für die weitere Substratdifferenzierung geschaffen werden.

Auf der Grundlage der Ergebnisse und vor dem Hintergrund der gewässertypspezifischen Vorgaben (Anhang 5.4, 5.5, LUA 2001 b, BRIEM 2002, POTTGIESSER, SOMMERHÄUSER 2008 a, b) lassen sich Hinweise ableiten, die für die Optimierung künftiger Maßnahmenplanungen im Tiefland, insbesondere für den Typ 12, von Bedeutung sind (Tab. 5.12).

Tab. 5.12: Empfehlungen zur Optimierung verbleibender bzw. Vermeidung künftiger hydromorphologischer Defizite

Parameter	Verbleibendes Defizit	Maßnahme	Ziel/ erwartete Entwicklung
Lauftyp	Einbettgerinne	anastomosierender Verlauf	vielfältigere Habitatbedingungen

5 – Hydromorphologie im Vergleich renaturiert - degradiert

Parameter	Verbleibendes Defizit	Maßnahme	Ziel/ erwartete Entwicklung
Linienführung	lokal zu gestreckter Verlauf; geringe Varianz von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit	starke Laufkrümmungen, breitere Gewässerrandstreifen und Ersatzauen, verstärkter Totholzeinbau	Förderung der Fließdynamik, größere Varianz der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe, größere Habitatdiversifizierung
Querprofil	zu große Einschnittstiefe	flachere Profile durch tiefer liegende Ersatzau	Verringerung der Einschnittstiefe, häufigere Ausuferung, verbesserte Vernetzung von Gewässer und Aue, Verringerung der hydraulischen Belastung
	zu geringe Profilbreite	Profilaufweitungen	gemäß MUNLV 2010; Förderung der Fließdynamik, der Makrophytenbestände, Verringerung der Fließgeschwindigkeit
	geringe Breitenvarianz	Profilaufweitungen; Laufverengungen und -weitungen	Förderung der Fließdynamik, größere Varianz der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe, größere Habitatdiversifizierung
Längsprofil	zu hohe Fließgeschwindigkeit	max. Laufverlängerung, starke Laufkrümmungen; große Breitenvarianz, verstärkter Totholzeinbau	Verringerung der Fließgeschwindigkeit, Förderung der Fließdynamik, größere Varianz der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe, größere Habitatdiversifizierung
	zu große Wassertiefe	flachere Profile durch tiefer liegende Ersatzau	Verringerung der Wassertiefe, Förderung von Makrophytenbeständen, verbesserte Vernetzung Gewässer und Aue
	geringe Tiefenvarianz	starke Laufkrümmungen Profilaufweitungen; Laufverengungen und -weitungen, verstärkter Totholzeinbau	Erhöhung der Tiefenvarianz, Förderung der Habitatdiversifizierung
Substratdiversität	zu geringe Diversität der Substrate	verstärkter Totholzeinbau; flachere, breitere Profile, große Breitenvarianz, starke Laufkrümmungen	größere Habitatdiversifizierung, Strömungsablenkung, Rückhalt von organischem Material, Feststoffen
	organischer Charakter zu wenig ausgeprägt		

Fazit ist, dass eine Förderung von typspezifischen Merkmalen des Typs 12 durch hydromorphologische Maßnahmen zur Renaturierung erreicht werden kann. Dazu sind u.a. die Anlage von Anastomosen, tief liegenden Ersatzauen, breiten und flachen Profilen mit hoher Breitenvarianz, starker Laufkrümmungen und die Zugabe größerer Totholzmenzen notwendig. Im Hinblick auf die Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. Potenzials ist es bedeutsam, die unter den jeweils gegebenen hydrologisch-hydraulischen Randbedingungen möglichen hydromorphologischen Zielgrößen und damit die erreichbare strukturelle Ausstattung in ihrer Qualität und Quantität zu definieren. Erste typologische Vorgaben für Leitbildzustände finden sich in LUA (2001 b) und POTTGIESSER, SOMMERHÄUSER (2004, 2008 a, b). Detailliertere Vorgaben für die Gewässertypen sind nötig, um für Metrics, die zur Erfolgskontrolle herangezogen werden, auch typspezifische Einschätzungen als Orientierungswerte für die Bewertung nutzen zu können (s. DAHM et al. 2013 b).

Zur Ableitung des guten ökologischen Potenzials liegen erste Vorgaben vor (ROLAUFFS et al. 2012, KOENZEN et al. 2013), die auf hydromorphologischen Belastungsfallgruppen basieren. Im Nierseinzugsgebiet sind die Veränderungen der typspezifischen Bedingungen für die Ableitung des guten ökologischen Potenzials zu berücksichtigen. Durch eine engere Verzahnung der Erkenntnisse zu hydrologischen und hydraulischen Bedingungen mit den fluvialmorphologischen und ökologischen Verhältnissen können die Zielgrößen konkreter definiert und optimierte Maßnahmenplanungen entwickelt werden. Dabei spielt die Abstimmung der Morphologie auf das Feststoffregime eine wichtige Rolle, wozu ein verbessertes Verständnis von Abfluss- und Feststoffdynamik sowie Transport und Deposition nötig ist (STEIGER et al. 2005). Die Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Prozesse der geomorphologischen Dynamik und ökologischen Sukzession ist dabei bedeutsam, um dynamische Gleichgewichte und Nachhaltigkeit von Maßnahmen zu erreichen (Buijse et al. 2005). Eine weitere Entwicklung und Diversifizierung der Substrat- und Habitatverhältnisse in den untersuchten renaturierten Abschnitten an der Niers ist durch die weitere Gehölzentwicklung, Beschattung, Durchwurzelung der Ufer und langfristig durch den Eintrag von Totholz zu erwarten. Der Einfluss dieser Entwicklung auf die Besiedlung und die Quantifizierung des Einflusses von Störfaktoren aus dem Einzugsgebiet sind durch weitere Untersuchungen zu prüfen.

5.4.2 Metrics zur Bewertung der hydromorphologischen Wirkungen

Um die Wirkungen von Fließgewässerrenaturierungen auf die aquatische Besiedlung und damit die Prozesse der Biodiversität verstehen zu können, sind Daten zur Habitatdiversität und –dynamik eine zwingende Voraussetzung. In letzter Zeit wurden zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt, jedoch liegen nach wie vor nur wenige detaillierte Daten zu den resultierenden Veränderungen vor (KLEIN et al. 2007, LORENZ et al. 2009, KAIL, WOLTER 2011). Künftige Erfassungen von Renaturierungsmaßnahmen sollten daher dazu dienen, die hohe zeitlich-räumliche Heterogenität in Fließgewässern, die wesentliches Charakteristikum und Ziel der Maßnahmen ist, durch die Aufnahme von hydromorphologischen Metrics der verschiedenen räumlichen Skalen abzubilden. Dabei ist die Reaktionszeit der morphologischen Strukturen auf den verschiedenen räumlichen Skalen bedeutsam (KERN 1994, PATT et al. 2004).

Die Metrics der Makroebene spiegeln die Veränderungen durch die Renaturierungen wider, v.a. der durch bauliche Herstellung verbesserte Windungsgrad, die verlängerte Uferlinie und die verringerte Einschnittstiefe. Diese Metrics zeigen die verbesserte Vernetzung von Gewässer und Aue (TOCKNER et al. 2009) und die günstigen Bedingungen für die eigendynamische Entwicklung an, die, bedingt durch die langen „Antwortzeiten“ auf dieser räumlichen Ebene (PATT et al. 1998) sowie den entwicklungsträgen Charakter des Gewässers, nur langsam abläuft. Vor diesem Hintergrund sind längerfristige Untersuchungen für die morphologische Erfolgskontrolle auf der Ebene der Gewässerabschnitte nötig (KERN 1994).

Die Habitatdiversität auf Abschnittsebene wird gut durch die Gesamtanzahl der Mesostrukturen und der Strukturtypen in den Abschnitten beschrieben. Auf der Mesoebene zeigen die Anzahl der Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen die Verbesserungen durch die eigendynamische Entwicklung an und spiegeln die Vielfalt der aquatischen, semiterrestrischen und terrestrischen Habitatbedingungen in den renaturierten Abschnitten wider. Die Zunahme der Wasserspiegelbreite (bei MNW) im jüngeren renaturierten Abschnitt bietet Voraussetzungen für eine höhere aquatische und semiterrestrische Diversität (MADDOCK 1999, INOUE, NUNOKAWA 2002). Das weitere Entwicklungspotenzial für die renaturierten Abschnitte und die Habitatvielfalt in der Gewässeraue wird durch die Breiten der Ersatzauen und Gewässerrandstreifen angezeigt. Deutliche hydromorphologische Wirkungen sind auf der Mesoebene bereits nach 1 – 6 Jahren festzustellen. Wirkungen auf der Mikroebene sind in dieser Zeitspanne ebenfalls erkennbar, jedoch in geringem Ausmaß. Indikatoren für die eingetretenen Veränderungen sind vor allem die aquatische Habitatvielfalt, die die maßgeblichen Faktoren Substrat, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit integriert, die Anteile hochwertiger Substrate, darunter der Anteil organischer Substrate (CPOM, Totholz, Makrophyten), der Anteil Kies und die mittlere Fließgeschwindigkeit (im Querprofil). Sie zeigen die tendenzielle Zunahme typspezifischer

Habitate und vielfältigerer Habitatbedingungen an. Die Diversitätsmetrics SWI und SDI reagieren in der vorliegenden Untersuchung im Gegensatz zu anderen Studien nicht (LORENZ et al. 2009). Sie deuten durch ihre Nicht-Reaktion möglicherweise die erst kurze Entwicklungszeit nach Maßnahmenumsetzung, verbleibende Defizite, oder Einflüsse höherer Skalen an.

Die stärksten Differenzierungen auf Mikroebene konnten in den Abschnitten ermittelt werden, die eine Kombination aus großer Gewässerbreite, starker Laufkrümmung und dem Vorhandensein großer Totholzelemente aufweisen. Da Fische und Makrozoobenthosorganismen durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst werden, die aus verschiedenen Skalen stammen, sind bei Monitoringprogrammen Metrics aus allen Skalen zu berücksichtigen (vgl. BROOKS et al. 2005, HERING et al. 2006, JÄHNIG 2007, ROLAUFFS et al. 2010). Die hier festgestellten unterschiedlich starken Reaktionen der Metrics aus den verschiedenen räumlichen Skalen unterstützen diesen Aspekt. Es wird zudem auf die Bedeutung der Metricreaktionen für die Ermittlung verbleibender Defizite und die Ableitung von Optimierungsmöglichkeiten für umgesetzte und geplante Maßnahmen hingewiesen.

5.5 Folgerungen und Bedeutung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Renaturierungsmaßnahmen zu positiven hydromorphologischen Veränderungen der Struktur- und Habitatvielfalt auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen geführt haben. Damit sind die betrachteten Maßnahmen hydromorphologisch wirksam, was vor allem auf die Ebenen der Abschnitte (Makroebene) und Strukturen (Mesoebene) und in geringerem Maße auf die Substrate (Mikroebene) zutrifft. Dadurch sind die Voraussetzungen für eine Verbesserung des ökologischen Zustandes geschaffen. Ob sich weitere „Erfolge“ wie die Erreichung des guten ökologischen Zustandes oder Veränderungen der Lebensgemeinschaften eingestellt haben, die diesen langfristig ermöglichen (HERING et al. 2011), wird in Kap. 6 untersucht.

Zur Analyse der hydromorphologischen Veränderungen wurden ausgewählte Metrics jeweils hinsichtlich ihrer erwarteten und tatsächlich gemessenen Reaktion verglichen. Mehrere der Metrics eignen sich als Indikatoren, die auch frühzeitige Wirkungen der Renaturierungen auf die Hydromorphologie anzeigen (MATTHEWS et al. 2010, HERING et al. 2011). Sie können somit zur Dokumentation des frühzeitigen Maßnahmen Erfolgs herangezogen werden und tragen dadurch zur Verbesserung der Akzeptanz von Maßnahmen bei. Anhand der ausbleibenden oder negativen Reaktion von Metrics lassen sich verbleibende Defizite nach der Maßnahmenumsetzung identifizieren und diese bei künftigen Planungen vermeiden. Die hier angewandte Methodik orientiert sich an der Methodik der Transekterfassung (JÄHNIG et al. 2008, SUNDERMANN et al. 2009).

Als wesentliche hydromorphologische Metrics, die als mögliche Indikatoren für die hydromorphologischen Wirkungen von Renaturierungen (in erster Linie für Tieflandgewässer) herangezogen werden können, werden hier folgende vorgeschlagen:

Makroebene (Abschnittsebene):

Windungsgrad, Uferlänge, Einschnittstiefe, Bordvolle Breite

Mesoebene (Strukturebene):

Breite der amphibischen Zone, Anzahl der Sohl-, Ufer-, Auenstrukturen, Breite von Ersatzau und Gewässerrandstreifen, WSP Breite (MNW)

Mikroebene (Substrat-, Habitatebene):

%-Anteile hochwertiger Substrate, u.a. %-Anteil organischer Substrate (Totholz, CPOM-Grobdetritus), %-Anteil Akal (Kies), %-Anteil Mikrolithal (Grobkies), mittlere Fließgeschwindigkeit (im Querprofil), aquatische Habitatvielfalt.

Die Auswahl der zu untersuchenden Indikatormetrics ist von der Art der Renaturierungsmaßnahmen abhängig. Bei Maßnahmen, die im bestehenden Profil umgesetzt werden, verändern sich die Metrics der Makroebene nicht oder nur geringfügig (Windungsgrad, Uferlänge, Einschnittstiefe).

Die hier durchgeführten Erfassungen in Form von Transektaufnahmen und Messungen im Querprofil sind vergleichsweise aufwändig, für eine detaillierte Erfassung der aquatischen Substrate und Habitatvielfalt jedoch unumgänglich.

Für vereinfachte Verfahren zur Erfolgskontrolle könnten die hier erfassten Metrics der Mesoebene z.T. durch Einzelparameter der Strukturgütekartierung (LUA 1998) ersetzt werden (z.B. Sohl-, Ufer-, Auenstrukturen). Metrics der Makroebene wie Windungsgrad und Uferlänge lassen sich auf Grundlage von Vermessungsdaten oder Luftbildern leicht im GIS ermitteln. Die Einschnittstiefe kann näherungsweise ebenfalls den Daten der Strukturgütekartierung entnommen werden. Für die Mikroebene gilt es, die Art der Substrate (v.a. hochwertiger Substrate wie Grobkies, Kies, organische Substrate) und ihre Verteilung zu erfassen. Diese Daten sind wesentlich für die Beurteilung der hydromorphologischen und ökologischen Wirksamkeit (vgl. GROLL 2011).

Ein wichtiger, aussagekräftiger Metric, der ebenfalls im Detail erfasst werden sollte, ist die Breite der amphibischen Zone, als Indikator für die Vernetzung von Gewässer und Aue, die Uferstruktur und die Habitateignung für die Uferfauna. Die Erfassung kann über Transekte oder eine flächenhafte Kartierung erfolgen. Das gilt auch für die Breiten von Ersatzau und Gewässerrandstreifen, die den verfügbaren Entwicklungsraum für das Gewässer sowie die vorhandene Pufferfunktion gegenüber landwirtschaftlicher Umfeldnutzung anzeigen.

Die Erfassung von Metrics aus den verschiedenen Betrachtungsebenen ist notwendig, um die Veränderungen auf den unterschiedlichen räumlichen Skalen und damit die hohe räumlich-zeitliche Variabilität in naturnahen Gewässer-Aue-Systemen feststellen zu können (STEIGER et al. 2005, JÄHNIG 2007).

Eine Überprüfung der hier untersuchten Metrics an weiteren Renaturierungsmaßnahmen ist sinnvoll. Das gilt vor allem für die bislang wenig untersuchten Tieflandgewässer. Im Mittelgebirge sind bereits einige der hier untersuchten Metrics getestet worden (LORENZ et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009 a, b).

Ein Hauptaugenmerk bei der Maßnahmenumsetzung und Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen zur Renaturierung ist auf die Neuentstehung und Nachhaltigkeit von Strukturen und Habitaten zu richten. Diese sind häufig nicht gegeben (RONI et al. 2005, PALMER et al. 2010). Vor diesem Hintergrund sind längerfristig angelegte Untersuchungen zur ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen notwendig (KONDOLF 1995, ALEXANDER, ALLAN 2007).

Die hydromorphologische Vielfalt hat eine große Bedeutung für den Hochwasser- und Feststoffrückhalt und stellt eine Voraussetzung für die ökologische Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers dar. Inwieweit sich die durchgeführten Maßnahmen auf die Besiedlung auswirken, wird in den nachfolgenden drei Kapiteln untersucht.

6 MAKROZOOBENTHOS-BIOZÖNOSEN AUF ABSCHNITTSEBENE IM VERGLEICH RENATURIERT - DEGRADIERT

6.1 Einführung

Der technische Gewässerausbau bis in die 80er Jahre des 20. Jahrhunderts hat auch zu deutlichen Beeinflussungen der aquatischen Lebensgemeinschaften geführt. Die für Fließgewässer charakteristische räumliche und zeitliche Heterogenität über verschiedene Skalen hinweg (WOHL et al. 2005) ist durch Begradigungen und technischen Ausbau, Auenentwässerung und intensive Nutzungen im Einzugsgebiet vor allem im Tiefland stark reduziert worden. Die massiv veränderte Hydrologie und Morphologie bedingen, dass Fließgewässer nur noch eingeschränkt ihre Funktionen im Naturhaushalt erfüllen können (JÄHNIG et al. 2011 c). Dadurch werden die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer in ihrer Zusammensetzung negativ beeinflusst, so dass z.B. anspruchsvolle, typspezifische Arten weitgehend fehlen (NIEMEYER-LÜLLWITZ 1985, BURKHARDT 1995, ELLWANGER 2012).

Während die organischen Belastungen in den letzten Jahrzehnten durch umfangreiche Maßnahmen zur Verbesserung der Reinigungsleistungen von Kläranlagen bereits deutlich reduziert wurden und nur noch gut ein Drittel der Gewässer betreffen (BMU 2005), bestehen nach wie vor gravierende hydromorphologische Beeinträchtigungen. Die starke Degradation der Hydromorphologie hat dazu geführt, dass derzeit lediglich 10 % der Fließgewässer in Deutschland den guten ökologischen Zustand erreichen (BMU 2010). Europaweit verfehlen etwa 80 % der Fließgewässer das Ziel des guten ökologischen Zustandes in erster Linie wegen schlechter Zustände der Hydromorphologie (BMU 2005, ICPDR, 2005, ICPR 2005).

Aufgrund dieser Erkenntnisse legen die Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ihren Schwerpunkt auf die hydromorphologische Verbesserung der Gewässer (JÄHNIG et al. 2011 c). Vor allem durch die Verabschiedung der EU-WRRL im Jahr 2000 und deren Umsetzung in nationales Recht (WHG, Landeswassergesetze), aber auch durch die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, EG 1992), die den Schutz von Arten und Lebensräumen der Gewässerauen anstrebt, wird die ökologische Umgestaltung von Gewässern gefordert. Dadurch gelangen die Gewässersysteme sowohl in politischer als auch in ökologischer Hinsicht stärker in den Fokus (GORE, SHIELDS 1995, WOHL et al. 2005, NEWSON, LARGE 2006, PETER 2006), was eine zunehmende Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen in den letzten Jahren zur Folge hatte. Neben der Zielerreichung nach EU-WRRL sowie FFH-RL spielen für die Umsetzung von Umgestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern auch Ziele des Hochwasserschutzes und der Siedlungsentwässerung eine zunehmende Rolle (MUNLV 2009 b, c).

Durch die räumlich begrenzten Maßnahmen zur hydromorphologischen Verbesserung sollen die Struktur- und die Habitatausstattung der Gewässer positiv beeinflusst werden und damit auch die aquatischen Organismengruppen als Messgrößen für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes. Zahlreiche Untersuchungen belegen eine verbesserte Gewässerstruktur und Habitatvielfalt infolge von Renaturierungsmaßnahmen (MUOTKA et al. 2002, MOERKE et al. 2004, DICKHAUT et al. 2006). Ob die Maßnahmen auch biologische Auswirkungen auf das Makrozoobenthos als Qualitätskomponente der EU-WRRL haben, ist dagegen nach wie vor wenig untersucht.

Die Abhängigkeiten des Makrozoobenthos im Hinblick auf die Diversität, Abundanzen und weitere Eigenschaften von der Anzahl der Substrate, der Substratzusammensetzung, der Habitatverfügbarkeit und -anordnung (BEISEL et al. 1998, BEISEL et al. 2000, LANCASTER 2000, Palmer et al. 2000, Rabeni 2000), den Mesohabitaten (PARDO, ARMITAGE 1997) und Einflüssen aus höheren Skalen (SPONSELLER et al. 2001, CHAVES et al. 2005, MARTEL et al. 2006) sind mehrfach beschrieben worden. Auch Substrate und deren Korngrößen, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe zeigen Einfluss auf die Besiedlung der Mikroebene (ERMAN, ERMAN, 1984, BOYERO 2003, HARRISON et al. 2004, BEAUGER et al. 2006). Verschiedene Studien zeigen Zusammenhänge zwischen der aquatischen Besiedlung und der Strukturvielfalt in Fließgewässern auf (SCHATTMANN 1996, 1997, LfW RP 1999, VÖLKER, BORCHARDT 2007a, b, VÖLKER 2008, GROLL 2011). Als wichtige Einflussfaktoren höherer Skalen wurden in verschiedenen Studien die Landnutzung, der Urbanisierungsgrad, die hydromorphologische Degradation, die Veränderung der hydrologischen und hydraulischen Verhältnisse, die Eutrophierung sowie die organische Belastung untersucht und deren Wirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten deutlich (ROY et al. 2003, HERING et al. 2006, WAGNER, ARLE 2008, KAIL 2009, ROLAUFFS et al. 2010 und MALONEY, WELLER 2011, DAHM et al. 2013a). Neben diesen Faktoren bestimmen weitere natürliche Variablen, wie z.B. Höhenlage, Hydrogeologie und Einzugsgebietsgröße die Zusammensetzung aquatischer Lebensgemeinschaften, insbesondere des Makrozoobenthos (MALMQUIST, HOFFSTEN 2000, SANDIN 2003).

Nur wenige Studien belegen, dass lokale Renaturierungsmaßnahmen signifikant positive Veränderungen des Makrozoobenthos bewirken (PALMER et al. 2010). Neuere Untersuchungen zeigen dagegen, dass die Wirkungen gering oder gar nicht feststellbar sind (PRETTY et al. 2003, HARRISON et al. 2004, LEPORI et al. 2005, RONI et al. 2006, JANSSON et al. 2007, JÄHNIG et al. 2009a, b, JANUSCHKE et al. 2009, SUNDERMANN et al. 2009, LORENZ, JANUSCHKE 2011). Als mögliche Ursachen für die geringen Veränderungen werden weiterhin bestehende Belastungssituationen im Einzugsgebiet, fehlende Potenziale zur Wiederbesiedlung und zu geringer Umfang und Ausdehnung der Maßnahmen benannt (PRETTY et al. 2003, CLARKE et al. 2003, BOND, LAKE 2003, JÄHNIG et al. 2009 a, b, PALMER et al. 2010, LORENZ, JANUSCHKE 2011,

JÄHNIG et al. 2011 b, c, SUNDERMANN et al. 2011). Vor allem für Tieflandfließgewässer bestehen große Defizite hinsichtlich der Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen (KAIL, WOLTER 2011, FELD, VERDONSCHOT 2012). Auch Erkenntnisse zur zeitlichen Entwicklung von Renaturierungen im Hinblick auf die aquatische Besiedlung liegen kaum vor (MUNLV 2005 b, UBA 2008). Neuere Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass die verschiedenen Komponenten unterschiedlich stark auf Renaturierungsmaßnahmen reagieren. Fische und Makrophyten zeigen schnellere und deutlichere Reaktionen als das Makrozoobenthos (JANUSCHKE et al. 2009, SUNDERMANN et al. 2011).

Durch die räumliche Begrenzung von Renaturierungsmaßnahmen können nur einige der hydromorphologisch maßgeblichen Einflussfaktoren positiv beeinflusst werden. Dazu gehören z.B. die Linienführung, die Ausuferungshäufigkeit, die Auenanbindung, die Breite und Tiefe des Gewässerbettes, das Erosions- und Sedimentationsverhalten und damit die lokale Gewässerbettdynamik. Nicht verändert werden können durch lokale Renaturierungen dagegen die Abflussdynamik sowie stoffliche und morphologische Ausprägungen der Gewässer im Einzugsgebiet. Durch die Maßnahmen zur Renaturierung werden lokale Veränderungen der Hydromorphologie erreicht, die in der Fläche bestehenden Belastungen bleiben jedoch bestehen. FELD und VERDONSCHOT (2012) formulieren die zentrale Fragestellung für die Planung und Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen so: „Es bleibt offen, inwieweit Renaturierungen in diesem Naturraum (Tiefland) ohne ein gleichzeitiges großflächiges Landnutzungsmanagement erfolgreich sein können.“ Sie konnten zeigen, dass im Tiefland die Landnutzung im gesamten Einzugsgebiet für die Besiedlung von Bedeutung ist, während im Mittelgebirge vor allem die gewässernahen Nutzungen relevant sind.

Die vorliegende Arbeit untersucht, ob, in welchem Ausmaß und auf welchen Ebenen der Besiedlung des Makrozoobenthos Veränderungen infolge der untersuchten lokalen Renaturierungsmaßnahmen festzustellen sind. Gerade vor dem Hintergrund der starken Degradation der meisten Gewässer in Tieflandeinzugsgebieten sowie der hohen Maßnahmenkosten sind diese Ergebnisse zur ökologischen Wirksamkeit von Bedeutung.

Im Kapitel 5 wurden die durch die Renaturierungen bewirkten hydromorphologischen Veränderungen dargestellt, die auf der Makro- und Meso-Ebene deutlicher waren als auf der Mikro-Ebene. Die Substratdiversität hat sich nicht signifikant erhöht, jedoch haben sich die Substratanteile nach Wegfall der Ufersicherung aus Steinschüttung in Richtung einer Zunahme hochwertiger sowie organischer Substrate verschoben. Auch die Vielfalt der Habitatbedingungen in den Substraten Kies, Sand, Schlamm und Makrophyten (im Weiteren als „gemeinsame“ Substrate bezeichnet, die in allen untersuchten Abschnitten vorkommen) hat zugenommen. Inwieweit die hydromorphologischen Veränderungen auch zu Auswirkungen auf die

Besiedlung durch das Makrozoobenthos geführt haben, wird in diesem Kapitel untersucht. Es werden vor dem Hintergrund der beschriebenen hydromorphologischen Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos folgende Hypothesen formuliert:

1. *Der größere Anteil hochwertiger und organischer Substrate und die größere Habitatvielfalt in den gemeinsamen Substraten führt in den renaturierten Abschnitten zu einer diverseren Lebensgemeinschaft, die sich u.a. in einer Zunahme der Taxazahlen, Abundanzen, anspruchsvoller Taxa sowie in verschiedenen weiteren Metrics äußert.*
2. *Bei mehreren Taxa verändern sich die Abundanzen infolge der Renaturierungen. Tendenziell nehmen positiv eingestufte Fließgewässertaxa und Gütezeiger des Deutschen Faunaindex in den renaturierten Abschnitten zu, negative Taxa (Ubiquisten, Störzeiger) dagegen ab. Ursache sind eine verbesserte Habitatvielfalt und –struktur, zusätzlich auftretende typspezifische Substrate sowie eine Reduktion der Belastungen aus dem technischen Ausbau.*
3. *Bei mehreren Metrics werden in den renaturierten Abschnitten positive Veränderungen in Richtung gewässertypspezifischer Ausprägungen festgestellt.*
4. *Es wird erwartet, dass sich aufgrund der unterschiedlichen zeitlichen Entwicklung der ältere und der junge renaturierte Abschnitt bezüglich der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der Biozönose sowie in der Ausprägung von Metrics voneinander unterscheiden. Es lässt sich daher auch die zeitliche Wirkung im Laufe der Sukzession differenzieren (vgl. Sommerhäuser, Hurck 2008).*

Die konkreten Veränderungen der Metrics sowie Taxahäufigkeiten infolge der Renaturierungen ermöglichen je nach ihrer Richtung – in eine gewässertypische, oder nicht gewässertypische Ausprägung - Rückschlüsse auf positive und negative Maßnahmenwirkungen bzw. verbleibende Defizite. Daraus werden abschließend Hinweise für die konkrete Maßnahmenplanung abgeleitet. Die Ableitung möglicher Indikatormetrics und –taxa ist für weitere Erfolgskontrollen an Tieflandfließgewässern und die Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen bedeutsam. Zudem können diese Bestandteil einer effizienten Untersuchungsmethodik für Erfolgskontrollen werden.

6.2 Material und Methoden

Die in der vorliegenden Studie untersuchten Gewässerabschnitte und das Untersuchungsdesign für den Vergleich der Abschnitte sind als Überblick im Kap. 4.2 dargestellt. Nachfolgend werden die Methoden zur Probenahme des Makrozoobenthos und zur Datenaufbereitung und –auswertung vorgestellt.

6.2.1 Makrozoobenthos-Probenahme und Datenaufbereitung

Bei den Aufnahmen des Makrozoobenthos in den Jahren 2005, 2006 und 2007 wurden in den drei betrachteten Untersuchungsabschnitten der Niers insgesamt 251 Einzelproben mit einem Surber-Sampler erhoben. Die Probenahmen erfolgten dabei im Wesentlichen nach der Methode des Kicksampling. Die Maschenweite des Samplers betrug 0,5 mm und die besammelte Fläche pro Einzelprobe umfasste 0,0625 m². Die Aufnahmen in den Gewässerabschnitten wurden jeweils substratspezifisch durchgeführt, d.h. jede einzelne Probe getrennt ausgewertet. Für jedes Substrat wurden pro untersuchtem Abschnitt nach Möglichkeit 8 Einzelproben entnommen. Die Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm treten sowohl im degradierten als auch in den renaturierten Abschnitten auf. In den renaturierten Abschnitten kommen weitere Substrate wie Fein- und Grobdetritus, Grobkies, Lehm/Ton und Totholz hinzu. Substrate, die nur im degradierten Abschnitt vorkommen, sind Steinschüttung sowie punktuell Steinsatz. Die unterschiedliche Anzahl vorkommender Substrate bedingt auch verschiedene Anzahlen von Einzelproben des Makrozoobenthos in den Abschnitten (Anhang 6.2).

Die Auswahl der Probestellen erfolgte auf Grundlage der bei den hydromorphologischen Erfassungen aufgenommenen Daten zu Substrat, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit. Das Material für jede Einzelprobe wurde gesondert in 70 %igem Ethanol fixiert und im Labor vollständig aussortiert und bestimmt. So besteht die Möglichkeit, die einzelnen Substrate hinsichtlich ihrer Besiedlung sowohl innerhalb als auch zwischen den Abschnitten zu vergleichen. Dadurch werden alle im Material vorhandenen Taxa ermittelt, so dass über die Vorgehensweise der AQEM/STAR-Methodik hinaus detailliertere Daten erfasst werden. Diese ermöglichen auch die Erfassung seltener Taxa, die für die Bewertung mit PERLODES/ ASTERICS nicht bedeutsam sind, jedoch eine Einschätzung des lokalen Besiedlungspotenzials erlauben. Aufgrund von Hinweisen in der Literatur zu geringen bis fehlenden Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf das Makrozoobenthos ist zur Identifizierung von Art und Umfang möglicher Veränderungen eine vollständige Aussortierung der Proben im Rahmen von Erfolgskontrollen zu empfehlen (LAWA 2010).

Die Organismen wurden soweit möglich auf Artniveau bestimmt, die Chironomiden und Dipteren bis auf Familien- oder Gattungsniveau (Bestimmungsliteratur s. Kap. 4.2). Die Oligochaeten wurden nicht weiter differenziert. Die Pisidien wurden generell als *Pisidium* sp. aufgeführt und nicht weiter bestimmt. Für jede Einzelprobe ist eine Taxaliste erstellt worden, die einzelnen Listen wurden taxonomisch angeglichen und dienten weiteren Auswertungen (Anhang 6.1). Für die Bewertung der Abschnitte und die jeweilige Einstufung in die ökologische Zustandsklasse nach PERLODES erfolgte entsprechend der Substratverteilung in den Abschnitten eine zufällige Auswahl von 20 Einzelproben, die jeweils zu einer Gesamtprobe

gepoolt wurden. Bedingt durch die Aussortierung des gesamten Probenmaterials im Gegensatz zur Methodik der PERLODES-Bewertung gehen hier mehr Organismen in die Bewertung ein, so dass abweichende Bewertungen möglich sind.

Die Probenahmen fanden im Jahr 2005 im Juli statt, in den Jahren 2006 und 2007 dagegen im Mai. Um die für die weiteren Auswertungen notwendige Vergleichbarkeit dieser Taxalisten feststellen zu können, wurden diese auf ihre Ähnlichkeit hin überprüft. Dazu wurden zunächst solche Taxa aus allen Einzelproben ermittelt, für die ein Nachweis im Gewässer im Juli nicht zu erwarten ist, da sie zu diesem Zeitpunkt als Imagines das Gewässer bereits verlassen haben. Diese Taxa wurden aus den einzelnen Taxalisten entfernt und anschließend die Dominanzidentität nach Renkonen berechnet. Die so ermittelten Ähnlichkeiten sind durchweg hoch und liegen im Mittel über die betrachteten Einzelproben deutlich über 90 % (Anhang 6.5). Somit ist eine weitestgehende Vergleichbarkeit gegeben.

Die bewertungsrelevanten sowie zahlreiche weitere Metrics wurden für alle Einzeltaxalisten mit der Software ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS, 2008) berechnet (Anhang 6.3). Eine Auswahl dieser Metrics und die jeweiligen Ausprägungen in den Einzellisten der Abschnitte stellt die Grundlage für die Abschnitts- und Substratvergleiche dar (Kap. 6.3, Kap. 7.3). Die in den Einzeltaxalisten enthaltenen Individuenzahlen wiederum sind die Basisdaten für die Abschnitts- und Substratvergleiche auf Ebene der Taxa (Kap. 6.3, Kap. 7.3).

Chemisch-physikalische Untersuchungen zu Temperatur (°C), Sauerstoffgehalt (mg/l und %), BSB₅ (mg/l), pH-Wert, Chlorid (mg/l), Karbonat- und Gesamthärte sowie zu den Nährstoffparametern Ammonium (mg/l), Nitrat (mg/l) und Nitrit (mg/l) wurden am 24.05.2006 und am 26.10.2007 durchgeführt. Die Vor-Ort-Messungen von pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Temperatur wurden mit Messgeräten von WTW durchgeführt (Oxi-meter 197, Konduktometer 197 und pH-meter 197), die übrigen Parameter photometrisch nach den entsprechenden DIN-Verfahren bestimmt (Anhang 3.3).

6.2.2 Datenanalysen Makrozoobenthos

Die Daten zur Besiedlung der Abschnitte (Taxa, Metrics) wurden im Hinblick auf Unterschiede zwischen den Abschnitten mit Hilfe der Software STATISTICA 6.1 (STATSOFT 2002) untersucht. Die Darstellung der Daten als Box-Whisker-Plots diente einem ersten visuellen Vergleich der Werteverteilungen. Außerdem wurden einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) und U-Tests nach Mann-Whitney durchgeführt (KÖHLER et al. 1996). Aufgrund der großen Zahl der Datensätze für die Einzelproben, der großen Anzahl getesteter Metrics und Taxa erfolgten insgesamt etwa 7.500 Berechnungen auf Taxa- und Metricenebene. Mit der einfaktoriellen Varianzanalyse wurde untersucht, ob die Varianz zwischen den untersuchten Gruppen - hier die Werte für Taxahäufigkeiten sowie Metricwerte der einzelnen Abschnitte - größer ist als die

Varianz innerhalb der Gruppen (KÖHLER et al. 1996). Die Berechnungen mittels ANOVA dienten der Vorauswahl von Taxa und Metrics, die Unterschiede in den Varianzen zwischen den untersuchten Abschnitten bzw. Zeitschnitten (drei Abschnitte, insgesamt drei Untersuchungsjahre; vgl. Kap. 4.2) anzeigen.

Mit dem Mann-Whitney-U-Test erfolgte danach ein Vergleich der verschiedenen Abschnitte untereinander in Bezug auf signifikant unterschiedliche Median-Ausprägungen bei den untersuchten Taxa und Metrics. Auf dieser Grundlage können Veränderungen auf der Ebene der einzelnen Taxa sowie ausgewählter Metrics zwischen den Abschnitten herausgearbeitet werden. Es erfolgte eine differenzierte Analyse der Einflussfaktoren Renaturierung „alt“, Renaturierung „jung“, Sukzession und jährliche Variabilität.

Die Auswertungen unterscheiden die Vergleiche auf der Grundlage aller untersuchten Substrate in den Abschnitten sowie auf der Grundlage der gemeinsam vorkommenden Substrate. Letztere umfassen die Substrate Kies, Makrophyten, Sand und Schlamm und treten in den renaturierten sowie degradierten Abschnitten auf. So kann beurteilt werden, ob auch in den gemeinsamen Substraten bereits Unterschiede in der Besiedlung auftreten, oder ob diese auf zusätzlich auftretende Substrate beschränkt sind.

Auswahl von Taxa und Metrics

Für die Varianzanalysen und die U-Tests nach Mann-Whitney wurden solche Taxa ausgewählt, die zumindest in einem der Abschnitte mehrfach oder in mindestens zwei Abschnitten in geringer Anzahl gefunden wurden. Tritt ein Taxon nur vereinzelt oder nur in einem der fünf betrachteten Abschnitte in geringer Anzahl auf, resultieren daraus Werte von „0“ oder nahe „0“ für die Varianzen, die mittleren Quadratsummen zwischen und innerhalb der Abschnitte und damit sehr geringe Werte für die Prüfgröße F, so dass signifikante Unterschiede ausgeschlossen werden können. Insgesamt wurden 60 Taxa ausgewählt, für die eine ANOVA durchgeführt werden konnte.

Taxa, für die Veränderungen ihrer Häufigkeiten (Individuenzahlen) aufgrund der unterschiedlichen Probenahmezeitpunkte im Juli 2005 und Mai 2006/2007 auftreten, wurden aus der weiteren Betrachtung ausgenommen.

Die Metricauswahl erfolgte zunächst auf Grundlage der Werte, die mit der Software ASTERICS 3.1.1 berechnet wurden. Metrics, für die keine Berechnung möglich war, (nur „0“-Werte oder „nicht berechnet“), wurden nicht weiter berücksichtigt. Des Weiteren wurden Metrics, für die nur in wenigen Fällen Werte berechnet wurden, nicht weiter betrachtet.

Es wurden in einem ersten Schritt 104 Metrics einem Screening unterzogen. Von diesen wurden für die weiteren Auswertungen insgesamt 46 Metrics ausgewählt, die in mittels ANOVA

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Reaktionen zeigen. Die Metrics wurden verschiedenen Metricgruppen zugeordnet, die die Faktoren Toleranz, Vielfalt/Diversität, Zusammensetzung/Abundanz und verschiedene funktionale Metrics abdecken (vgl. MEIER et al. 2006 a, MEIER 2008).

Tab. 6.1 stellt die Metrics und Metricgruppen dar sowie die jeweilige durch die enaturierung hervorgerufene, erwartete Reaktion und eine fachliche Begründung.

Tab. 6.1: Übersicht über die Metricgruppen des Makrozoobenthos und die zu erwartende Metricreaktion

Metric-gruppe	Metric	Erwartete Reaktion	Begründung
Substratbezogene Metrics (funktionale Metrics)	% Akal	Zunahme	Zunahme des Anteils von Kies und Auftreten von Grobkies
	% Phytal	Zunahme	Zunahme des Anteils organischer Substrate, v.a. von Makrophyten
	% Pelal	Abnahme	Abnahme zugunsten Zunahme Anteil typischer hochwertiger Substrate wie Kies, Grobkies und organische Substrate
	% Psammal	Abnahme	
Strömungs-, zonierungsbezogene Metrics (funktionale Metrics)	% Epipotamal	Zunahme	Erreichung naturnaher, typspezifischer Habitatbedingungen, Breiten- sowie Fließverhältnisse
	% Rheolimnophil	Zunahme	Metric nimmt zu, da die Fließbedingungen vielfältiger sind; u.a. wird eine Zunahme strömungsberuhigter Bereiche und ein stärkerer Wechsel der Fließbedingungen erreicht
	% Limnorheophil	Zunahme	
	Index bioz. Region	Zunahme	
	% Litoral	Zunahme	Für den Typ 12 sind im naturnahen Zustand auch sehr langsam fließende und stehende Bereiche typisch mit vielen Makrophyten.
	% Hypocrenal	Abnahme	Schaffung typspezifischer Fließ- und Breitenverhältnisse mit Schwerpunkt Epipotamal
	% Epirhithral	Zunahme	Verringerung des Grades der Potamalisierung (flachere Profile, geringere Fließgeschw.) und Zunahme Kiesanteil führt zur Zunahme
	% Metarhithral	Zunahme	
	% Metapotamal	Abnahme	Schaffung typspezifischer Fließ- und Breitenverhältnisse mit Schwerpunkt Epipotamal
	% Rheophil	Abnahme	Schaffung typspezifischer Fließverhältnisse mit Abnahme Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannung
	% Indifferent	Abnahme	Zunahme spezialisierter Taxa mit Ansprüchen an geringe bis mäßige Fließgeschwindigkeiten
	Potamon-Typie-Index	Abnahme	Schaffung typspezifischer Fließ- und Breitenverhältnisse mit Schwerpunkt Epipotamal
Bewertungsrelevante Metrics (Toleranz)	Dt. Faunaindex 11/12	Zunahme	Metric nimmt zu durch den Rückgang der morphologischen Degradation, die Verbesserung der Habitatvielfalt, die Zunahme hochwertiger und organischer Substrate, Förderung typspezifischer Arten in Häufigkeit und Anzahl
	Dt. Faunaindex 11/12 (HK)	Zunahme	
	Dt. Faunaindex 11/12 (Ind.Taxa)	Zunahme	
	Dt. Faunaindex 15/17	Zunahme	Metric nimmt zu durch den Rückgang der morphologischen Degradation, die Verbesserung der Habitatvielfalt, Zunahme

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Metric-gruppe	Metric	Erwartete Reaktion	Begründung
	Dt. Faunaindex 15/17 (HK)	Zunahme	hochwertiger kiesiger Substrate; Arten der sand- und kiesgeprägten Gewässer werden gefördert
	Trichoptera Taxazahl	Zunahme	Metric nimmt zu durch die Verbesserung der Habitatvielfalt v.a. an Sohle und Ufer, der Zunahme hochwertiger und organischer Substrate und vielfältigere Fließbedingungen
	EPT Taxa % (HK)	Zunahme	Metric nimmt zu durch die Verbesserung der Habitatstruktur und -vielfalt v.a. an Sohle und Ufer, Zunahme hochwertiger und organischer Substrate und ggf. verbesserte Selbstreinigung
	% Litoral	Abnahme	s.o.
	% Pelal	Abnahme	s.o.
Zusammen- setzung Großgruppen (Vielfalt, Diversität, Zusammen- setzung, Abundanz)	Diptera Taxazahl	Abnahme	Die degradierten Bedingungen wurden durch die Renaturierungsmaßnahmen rückgängig gemacht. Die Abundanz, der Anteil und die Anzahl anspruchsvoller Taxa nimmt zu und die weniger anspruchsvollen, zu denen viele Dipteren gehören, ab.
	Diptera (Abund.)	Abnahme	
	Diptera %	Abnahme	
	Crustacea Taxazahl	Zunahme	Metric nimmt zu durch die Verbesserung der Habitatvielfalt und Zunahme organischer Substrate
	Ephemeroptera Taxazahl	Zunahme	Metric nimmt zu durch die Verbesserung der Habitatvielfalt v.a. an Sohle und Ufer und Zunahme hochwertiger und organischer Substrate
	Ephemeroptera (Abund.)	Zunahme	
	EPT/Diptera	Zunahme	Anspruchsvolle Arten werden durch die Maßnahmen zur Renaturierung starker gefördert als die meist weniger anspruchsvollen Dipteren. Dadurch nimmt das Verhältnis zu.
	EPT Taxazahl	Zunahme	Metric nimmt zu durch die Verbesserung der Habitatstruktur und -vielfalt v.a. an Sohle und Ufer, Zunahme hochwertiger und organischer Substrate und ggf. verbesserte Selbstreinigung
	EPT % (HK)	Zunahme	
	EPTCBO	Zunahme	Metric nimmt zu aufgrund der verbesserten Habitatvielfalt, Zunahme hochwertiger und organischer Substrate und der Zunahme ungestörter Teilhabitate
	OD/Total Taxa	Zunahme	Metric nimmt zu durch die Verbesserung der Habitatvielfalt (Sohle, Ufer) und die Zunahme hochwertiger und organischer Substrate und vielfältigere Fließbedingungen
	Trichoptera %	Zunahme	
	Trichoptera (Abund.)	Zunahme	
	Trichoptera Taxazahl	Zunahme	
	Oligochaeta %	Abnahme	Rückgang von Beeinträchtigungen wie Sedimenteintrag, mobiler Sand, fehlende Beschattung und dadurch Rückgang der Metrics
	Oligochaeta (Abund.)	Abnahme	
	Bivalvia %	Abnahme	Rückbau der Steinschüttung als Haupthabitat von Sphaerium corneum
Diversitäts- Metrics (Vielfalt, Diversität, Zusammen- setzung, Abundanz)	Abundanz	Zunahme	Metric nimmt zu durch die vielfältigere Substrat- und Habitatstruktur und den Anstieg des Anteils organischer Substrate
	Anzahl Gattungen	Zunahme	Metric nimmt zu durch die vielfältigere Habitatstruktur v.a. an Sohle und Ufer, Zunahme hochwertiger und organischer Substrate sowie vielfältigerer Fließbedingungen; damit größere Anzahl ökologischer Nischen
	Anzahl Familien	Zunahme	

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Metric-gruppe	Metric	Erwartete Reaktion	Begründung
	BMWP	Zunahme	Metric nimmt zu durch eine verbesserte Selbstreinigung in Verbindung mit einer vielfältigeren Substrat- und Habitatstruktur
	Dt. Saprobienindex neu	Abnahme	Metric nimmt ab im Zuge der Sukzession durch Etablierung ungestörter Teilhabitate und Verbesserung der Selbstreinigung
	Taxazahl	Zunahme	Metric nimmt zu durch die vielfältigere Habitatstruktur v.a. an Sohle und Ufer, Zunahme hochwertiger und organischer Substrate sowie vielfältigerer Fließbedingungen; damit größere Anzahl ökologischer Nischen
	Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	Zunahme	Metric nimmt zu durch eine verbesserte Selbstreinigung in Verbindung mit einer vielfältigeren Substrat- und Habitatstruktur

Ähnlichkeitsanalysen der Lebensgemeinschaften

Zur Berechnung der Ähnlichkeiten zwischen den Makrozoobenthos-Biozönosen der untersuchten Abschnitte wurden aus den Einzelproben durch arithmetische Mittelwertbildung der jeweiligen Individuenhäufigkeiten durchschnittliche Besiedlungen für die Substrate ermittelt. Durch Multiplikation der %-Anteile der jeweiligen Substrate der Abschnitte mit den Individuenzahlen der einzelnen Taxa erfolgte dann die Herstellung des Flächenbezugs der jeweiligen Substratbesiedlung. Durch Addition der so ermittelten substratspezifischen Individuenzahlen für jedes Taxon ergibt sich die durchschnittliche Besiedlung eines Abschnitts.

Es wird die Dominanzidentität (Renkonen'sche Zahl) als Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1993) berechnet. Bei der Dominanzidentität nach Renkonen werden die an zwei Probestellen häufigen Arten am stärksten gewichtet. Gemeinsame Arten mit nur wenigen Individuen werden kaum repräsentiert. Bei Werten über 50% kann bereits von einer weitgehenden Übereinstimmung der Biozönosen ausgegangen werden (LÜDERITZ, JÜPNER 2009).

Ermittlung von signifikanten Taxa und Metrics für die Einflussfaktoren

Wesentlicher hier untersuchter Einflussfaktor im Hinblick auf die Wirkungen für das Makrozoobenthos ist die Renaturierung. Die vorhandenen Datensätze lassen eine Unterscheidung in den Einfluss der älteren (Renaturierung „alt“) und jüngeren Renaturierung (Renaturierung „jung“) zu. Außerdem ist durch einen Vergleich der unterschiedlich alten renaturierten Abschnitte der Einfluss der Sukzession auf das Makrozoobenthos ableitbar. Schließlich wird durch den Vergleich der Aufnahmen aus 2005 und 2006 für den degradierten und älteren renaturierten Abschnitt der Einfluss der jährlichen Variabilität von Taxahäufigkeiten und Metricausprägungen ermittelt. Für jeden dieser Einflussfaktoren werden signifikante Reaktionen der Taxa und Metrics berechnet.

Als Kriterien für die Ermittlung von signifikanten Metrics und Taxa für die genannten Einflussfaktoren sind folgende herangezogen worden:

Einflussfaktor Renaturierung „alt“

Von den vier möglichen Abschnittskombinationen (vgl. Kap. 4.2) beim Vergleich von degradierten und „älteren“ renaturierten Abschnitten müssen mindestens drei signifikante Unterschiede aufweisen, um als signifikant für den Einflussfaktor zu gelten.

Einflussfaktoren Renaturierung „jung“, Sukzession und jährliche Variabilität

Von den jeweils zwei möglichen Abschnittskombinationen (vgl. Kap. 4.2) müssen beide signifikante Unterschiede aufweisen.

Zur weiteren Differenzierung der ökologischen Reaktionen wurde das Signifikanzniveau berücksichtigt. Die Signifikanz der Reaktionen von Metrics und Taxa für einen Einflussfaktor richtet sich nach dem geringsten Wert der jeweiligen Abschnittskombinationen.

Ermittlung potenzieller Indikatoren für Renaturierungen

Zur Ermittlung von Taxa und Metrics, die geeignet sind, die Wirkungen der Einflussfaktoren durch Renaturierungen anzuzeigen und somit im Rahmen von Erfolgskontrollen genutzt werden können, sind folgende Arbeitsschritte durchgeführt worden:

- Ausschluss von Taxa/Metrics, die hohe jährliche Variabilitäten aufweisen
- Ausschluss von Taxa/Metrics, die negative, nicht erwartete Reaktionen zeigen
- Ausschluss von Taxa/Metrics, die „neutrale“ Reaktionen zeigen (hierunter werden gegenläufige Reaktionen in den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession verstanden, die eher die „Störung“ durch die Maßnahmenumsetzung im frühen Sukzessionsstadium/ in der Pionierphase anzeigen)
- Einstufung der Metriceignung auf Grundlage der Anzahl von Einflussfaktoren, in denen ein Metric positiv reagiert (sehr hoch: Reaktion bei einem Einflussfaktor, hoch: Reaktion bei zwei Einflussfaktoren und mittel: Reaktion bei allen drei Einflussfaktoren)
- Einstufung der Metrics nach dem Signifikanz-Niveau der Metricreaktion in zwei Prioritäts-Gruppen: 1. Priorität für Metrics mit höchst signifikanter ($p < 0,001$) und sehr signifikanter Reaktion ($p < 0,01$); 2. Priorität für Metrics mit signifikanter Reaktion ($p < 0,05$). Bei mittlerer Eignung ist nur eine Einstufung in die 2. Priorität möglich.

Einstufung in positive und negative Fließgewässertaxa

In der Literatur gibt es Hinweise auf ein niedriges Wiederbesiedlungspotenzial im Nierseinzugsgebiet, das aus einem defizitären typspezifischen Grundarteninventar resultiert (LORENZ, JANUSCHKE 2011). Damit sind die Bedingungen für die Etablierung typspezifischer Lebensgemeinschaften ungünstig. Mehrere Untersuchungen zeigen, dass durch Renaturierungsmaßnahmen keine Wirkungen auf das Makrozoobenthos erzielt wurden (SUNDERMANN et al. 2009, PALMER et al. 2010, LOUHI et al. 2011). Hintergrund könnten verschiedene bestehende

Belastungen sein, die die Wirkungen der Renaturierungen überlagern (KAIL et al. 2012). Solche Belastungen, wie hohe Nährstoffgehalte, intensive Landnutzung und hydromorphologische Überprägung der Gewässer treten auch im Nierseinzugsgebiet auf (MUNLV 2005 a, LORENZ, JANUSCHKE 2011). Durch die starke anthropogene Überprägung des Einzugsgebietes ist eine Reaktion des Deutschen Faunaindex zumindest unsicher, so dass für solche stark degradierten Gewässersysteme als weitere, im Vergleich zum Faunaindex weniger strenge Messgröße die Anzahl „positiver“ Fließgewässertaxa ermittelt wurde.

Es erfolgte dazu eine Einstufung der nachgewiesenen Taxa in „positive“ und „negative“ sowie verbleibende „neutrale“ Taxa. Die positiven Taxa können als für Fließgewässer charakteristische Taxa (typische Fließgewässertaxa) angesehen werden. Zu den positiven Taxa gehören solche, die charakteristisch für fließende Gewässer sind, während die negativen Taxa vor allem Ubiquisten und Stillwasserarten umfassen. Die positiven Fließgewässertaxa umfassen bezogen auf die untersuchten Abschnitte deutlich mehr Taxa als die Gütezeiger nach dem Deutschen Faunaindex. Damit könnten eingetretene Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen möglicherweise besser abgebildet werden.

Für die Einstufung in positive und negative Fließgewässertaxa wurden als Grundlage verschiedene Literaturquellen herangezogen, zu denen BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, LUA 2001 b, SOMMERHÄUSER, SCHUHMACHER (2003), BLFUW (2007) sowie die Einstufungen der Strömungspräferenzen und des Deutschen Faunaindex der Typen 11/12 und 15/17 nach PERLODES/ASTERICS (Version 3.1.1, ASTERICS 2008) gehören (s. Anhang 6.1). Grundlage für die Einstufung der Taxa war dabei zunächst die Wertezuordnung nach dem Deutschen Faunaindex, der für nur 21 der insgesamt 149 in der Niers nachgewiesenen Taxa positive (+1, +2) oder negative (-1, -2) Werte aufweist. Zusätzlich wurde der Degradationsindex für österreichische Vorlandgewässer herangezogen (BLFUW 2007). Zur Bestätigung der Angaben bzw. bei fehlenden Einstufungen nach dem Degradationsindex wurden die Einstufungen als Begleit- oder Grundarten für die Gewässertypen Organisch geprägter Fluss und Kiesgeprägter Fluss (LUA 2001 b) sowie die Strömungspräferenzen herangezogen. Insgesamt wurden 80 Taxa eingestuft, davon jeweils 40 positiv und negativ.

Ziel der Einstufung der Taxa ist es, im Vergleich des degradierten und der renaturierten Abschnitte Unterschiede in der Besiedlung herauszuarbeiten, die über die Bewertung des ökologischen Zustandes nach PERLODES/ASTERICS und die Einstufung der Gütezeiger nach Deutschem Faunaindex hinausgehen bzw. durch diesen nicht abgebildet werden.

6.3 Ergebnisse

Bei den Probenahmen in den Abschnitten der Niers wurden insgesamt 87.442 Organismen aus 149 Taxa erfasst. Weitere 1.659 Individuen aus zusätzlichen 20 Taxa konnten bei der Beprobung von Stillgewässern in den beiden renaturierten Abschnitten gefunden werden

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

(Anhang 6.6). Diese Taxalisten wurden nicht weiter analysiert, zeigen jedoch, dass die Stillgewässer der Aue weitere charakteristische Arten der Tieflandauen aufweisen und damit für die Biodiversität bedeutsam sind. Die Gruppen, die die meisten Taxa in der Niers stellen, sind Dipteren mit 27, Coleopteren mit 22 und Trichopteren mit 20 Taxa. In den Stillgewässern kommen weitere 9 Taxa der Coleopteren, 4 Taxa der Gastropoden und je 3 Taxa der Odonaten und Heteroptera vor. Die mittlere Häufigkeit (Ind./m²) für alle untersuchten Abschnitte beträgt 5.574 und reicht von 3.120 bis 7.145 Ind./m² (Tab. 6.2).

Tab. 6.2: Ausgewählte Parameter der Makrozoobenthosbiozönosen in den untersuchten Abschnitten

(■ = höchster Wert, □ = niedrigster Wert)

Abschnitte	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
Parameter	renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
Taxazahl (Basis: alle Teilproben)	85	71	109	49	56
davon Einzelfunde*	29	22	37	7	17
Taxazahl PERLODES (20 Teilproben)	62	58	65	42	43
Taxazahl/Einzelprobe – mittel	15	16	16	12	13
Taxazahl/Einzelprobe – max.	27	27	33	22	27
Taxazahl/Einzelprobe – min.	5	6	3	3	2
Individuenzahl (Ind./m ²) – mittel	4.335	7.145	6.759	3.120	5.306
Anzahl Familien	40	33	54	30	35
Anzahl Gattungen	63	50	83	40	45
Eveness	0,49	0,52	0,52	0,59	0,55
Gütezeiger Dt. Faunaindex Typ 11/12	9	10	9	9	8
Gütezeiger Dt. Faunaindex Typ 15/17	12	12	13	8	8
Störzeiger Dt. Faunaindex Typ 11/12	18	19	19	12	10
Störzeiger Dt. Faunaindex Typ 15/17	8	9	8	6	6

* Fund in nur 1 Einzelprobe des Abschnitts

Die Übersicht zeigt eine Zunahme der Taxazahlen in den renaturierten Abschnitten, wobei ein hoher Anteil der zusätzlich auftretenden Taxa als Einzelfunde auftreten. Sowohl die Taxazahl auf Basis aller untersuchten Einzelproben als auch auf Grundlage der 20 Teilproben für die PERLODES-Bewertung verdeutlicht den Anstieg der Taxazahlen. Die Individuenzahlen zeigen große jährliche Schwankungen und liegen in den renaturierten Abschnitten im direkten Vergleich der Abschnitte in den Jahren 2005 und 2006 höher. Die Unterschiede zwischen den Abschnitten bezogen auf die Werte der Eveness sind sehr gering. Tendenzielle Zunahmen in den renaturierten Abschnitten zeigen die Gütezeiger des Faunaindex für den Typ 15/17, während die Gütezeiger des Typs 11/12 nicht reagieren. Sehr deutlich sind gleichzeitig auch die Anstiege der Störzeiger für den Typ 11/12 in den renaturierten Abschnitten und deuten auf

Pionierbesiedler, aber auch nicht typspezifische Bedingungen hin. Es wird bereits ersichtlich, dass sich die Einstufung der Taxa nach den Gewässertypen unterscheidet. Es treten mehr Taxa auf, die nach dem Gewässertyp 15/17 positiv eingestuft sind als nach dem Typ 11/12. Zudem sind deutlich mehr Taxa nach dem Typ 11/12 negativ eingestuft als nach dem Typ 15/17. Die Daten belegen, dass die Degradation der Niers infolge des Ausbaus in den 30er Jahren des vorigen Jahrhunderts das Gewässer stärker in Richtung eines sand- bzw. kiesgeprägten Fließgewässers verändert hat. Die organischen Substrattypen, die für den Typ 11/12 charakteristisch sind, wurden zugunsten von Sand und Kies zurückgedrängt (s. Kap. 6.3).

6.3.1 Ökologischer Zustand

Für einen Vergleich der renaturierten und degradierten Abschnitte auf Ebene der ökologischen Zustandsklasse wurden Berechnungen mittels der Software Asterics 3.1.1 (ASTERICS 2008) durchgeführt. Anhand der Module für die Allgemeine Degradation und die Saprobie wurde die ökologische Zustandsklasse ermittelt (Tab. 6.3, 6.4). Die Niers ist aufgrund der naturräumlichen Situation dem Typ 12 (Organisch geprägter Fluss) zuzuordnen. Durch die Ausbaumaßnahmen hat sich der Charakter grundsätzlich gewandelt, die Gewässersohle wird heute über weite Strecken durch sandige Substrate dominiert, was eher einer Einordnung in den Typ 15 entspricht (Sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss). Daher erfolgt eine Bewertung vergleichend für beide Gewässertypen. Der Bewertung liegen 20 Einzelproben pro Abschnitt zugrunde, die anhand der Substratverteilung in den Abschnitten anteilig ausgewählt wurden (Anhang 6.4).

Der Saprobienindex neu ergibt für den degradierten Abschnitt und den älteren renaturierten Abschnitt in den Jahren 2005 und 2006 ähnliche Werte. Der jüngere renaturierte Abschnitt Pont Süd (PS07) weist mit 2,29 einen höheren Wert auf, der jedoch, wie auch die Werte für die übrigen Abschnitte, sowohl beim Typ 12 als auch beim Typ 15 der Zustandsklasse „gut“ zugeordnet wird.

Tab. 6.3: Ergebnisse der ökologischen Zustandsbewertung für den Typ 12 mit PERLODES/ ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008)

Parameter	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	renaturiert „alt“		renaturiert „jung“	degradiert	
Dt. Saprobienindex neu	2,17	2,18	2,29	2,18	2,19
Modul Saprobie	gut	gut	gut	gut	Gut
Dt. Faunaindex 11/12	-0,22 unbefr.	0,43 mäßig	-0,42 unbefr.	-0,03 mäßig	-0,08 mäßig
EPT % (HK)	27,2 mäßig	31,1 gut	24,5 mäßig	22,8 mäßig	14,9 unbefr.
Trichoptera Taxazahl	10 sehr gut	13 sehr gut	12 sehr gut	6 gut	4 mäßig
Modul Allgemeine Degradation	mäßig	gut	mäßig	mäßig	mäßig
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	gut	mäßig	mäßig	mäßig

Die Bewertung des Moduls der Allgemeinen Degradation für den Gewässertyp 12 erfolgt auf Grundlage der Metrics Deutscher Faunaindex Typ 11/12, EPT-Taxa (% HK) und Anzahl der Trichopterataxa. Die Bewertung für die betrachteten Abschnitte ist in vier Fällen „mäßig“, der ältere renaturierte Abschnitt erreicht im Jahr 2006 die Zustandsklasse „gut“. Ursache dafür ist die gute Bewertung der EPT-Taxa sowie die sehr gute Einstufung der Taxazahl der Trichoptera. Die EPT-Taxa und der Deutsche Faunaindex werden in den übrigen Abschnitten mit mäßig bis unbefriedigend eingestuft und zeigen damit noch deutliche Defizite und keine Reaktion auf die Maßnahmen an. Auffällig ist die gute Einstufung der Trichoptera-Taxa im degradierten Abschnitt für die Aufnahmen aus 2005, wobei mit 6 Arten auch deutlich weniger Taxa vorhanden sind als in den „sehr gut“ bewerteten renaturierten Abschnitten mit 10 bis 13 Taxa.

Damit sind auf der Ebene der ökologischen Zustandsbewertung nur geringfügige Unterschiede zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten erkennbar. Diese lassen sich am ehesten in der Anzahl der Trichopterataxa und EPT-Taxa ablesen. Beides sind Core-Metrics, die jedoch nicht generell Verbesserungen in den renaturierten Abschnitten anzeigen. Nur bei der Zahl der Trichoptera-Taxa weisen alle renaturierten Abschnitte eine bessere Bewertung auf als der degradierte Abschnitt.

Tab. 6.4: Ergebnisse der ökologischen Zustandsbewertung für den Typ 15 mit PERLODES/ ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008)

Parameter	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	renaturiert „alt“		renaturiert „jung“	degradiert	
Dt. Saprobienindex neu	2,17	2,18	2,29	2,18	2,19
Modul Saprobie	gut	gut	gut	gut	gut
Dt. Faunaindex 15/17	0,052 unbefr.	0,074 unbefr.	0,077 unbefr.	-0,083 schlecht	0 unbefr.
% Litoral	14,2 mäßig	14,1 mäßig	17,1 unbefr.	17,1 unbefr.	15,0 mäßig
% Pelal	7,4 sehr gut	17,8 unbefr.	14,3 mäßig	10,7 gut	15,5 mäßig
EPT % (HK)	27,2 unbefr.	31,1 unbefr.	24,5 unbefr.	22,8 schlecht	14,9 schlecht
Trichoptera Taxazahl	10 sehr gut	13 sehr gut	12 sehr gut	6 mäßig	4 unbefr.
Modul Allgemeine Degradation	mäßig	mäßig	mäßig	unbefr.	unbefr.
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	mäßig	mäßig	unbefr.	unbefr.

Die Bewertung des Moduls der Allgemeinen Degradation für den Gewässertyp 15 erfolgt auf Grundlage der Metrics Deutscher Faunaindex Typ 15/17, %-Anteil Litoral-Besiedler, %-Anteil Pelal-Besiedler, EPT-Taxa (% HK) und Anzahl der Trichoptera. Im Gegensatz zur Bewertung für den Typ 12 zeigt sich hier eine deutliche Trennung der renaturierten und degradierten Abschnitte anhand der Bewertung des Moduls der allgemeinen Degradation (Tab. 6.4). Die renaturierten Abschnitte weisen mit einer mäßigen Bewertung bereits eine um eine Klasse bessere Bewertung auf als die degradierten Abschnitte. Auffällig sind die in den renaturierten Abschnitten durchweg sehr guten Einstufungen der Anzahl der Trichoptera (mindestens zwei Stufen besser als in degradiertem Abschnitt) sowie die um eine Klasse bessere Bewertung der EPT-Taxa. Die EPT-Taxa und der Deutsche Faunaindex werden in den renaturierten Abschnitten jedoch nur mit unbefriedigend bewertet, wodurch deutliche Defizite angezeigt werden. Die degradierten Abschnitte sind bei den EPT-Taxa und in einem Fall auch beim Deutschen Faunaindex durch schlechte Bewertungen gekennzeichnet. Die Einstufungen des Anteils der Litoral-Taxa und Pelal-Besiedler zeigen keine eindeutigen Tendenzen in Bezug auf eine Differenzierung zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten.

Die ökologische Zustandsbewertung für den Typ 15 spiegelt die eingetretenen Unterschiede zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten besser wider als die Einstufung nach dem Typ 12.

6.3.2 Ähnlichkeiten

Renkonen'sche Zahl

Probestellen, die über einen längeren Zeitraum relativ konstant ähnliche Lebensbedingungen aufweisen, zeichnen sich durch eine hohe Ähnlichkeit aus. Die geringsten Ähnlichkeiten sind für den Vergleich der beiden renaturierten Abschnitte anhand der Daten von 2005 (Pont-Nord) und 2007 (Pont-Süd) mit 48 % festzustellen (Tab. 6.5). Mit 57 % zeigen die Vergleiche des jungen renaturierten Abschnitts mit dem älteren renaturierten Abschnitt in 2006 sowie mit dem degradierten Abschnitt höhere Ähnlichkeiten auf. Damit sind die Dominanzverhältnisse in diesen Vergleichen zu etwa 50 % identisch.

Tab. 6.5: Übersicht der Renkonen-Indices für die Abschnittskombinationen

(...= >40%, ...= >50%, ...= >60%, ...= >70%, ...= >80%)

TAXON_NAME	PN05 renat. „alt“	PN06 renat. „alt“	PS07 renat. „jung“	PS05 degrad.	PS06 degrad.
PN05 renat. „alt“	100				
PN06 renat. „alt“	64,43	100			
PS07 renat. „jung“	48,42	56,86	100		
PS05 degrad.	74,22	76,88	56,95	100	
PS06 degrad.	61,39	80,29	56,82	68,92	100

Die Ähnlichkeiten im jährlichen Vergleich liegen mit 64 % bzw. 69 % im (älteren) renaturierten bzw. degradierten Abschnitt deutlich höher. Hinsichtlich der dominanten Taxa sind somit hohe Übereinstimmungen zwischen den Jahren feststellbar.

Die höchsten Ähnlichkeiten bezüglich der Dominanzidentität sind mit bis zu 80 % zwischen dem älteren renaturierten und dem degradierten Abschnitt ermittelt worden. Damit wird deutlich, dass für die dominierenden Taxa die jährliche Variabilität größer ist, als der Einfluss der Renaturierung bzw. dass sich die dominanten Taxa nach einigen Jahren auch in den renaturierten Abschnitten einstellen.

6.3.3 Taxazahlen und Abundanzen

Als weiterer Parameter zur ersten vergleichenden Übersicht zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten wird die Taxazahl herangezogen. In Abb. 6.1 sind die Taxazahlen der Abschnitte dargestellt. Es wird unterschieden nach den Taxazahlen, die auf Grundlage aller in den Abschnitten beprobten Substrate ermittelt wurden, sowie der Taxazahlen, die auf den in den Abschnitten gemeinsam vorkommenden Substraten Sand, Kies, Makrophyten und Schlamm basieren. Der Vergleich aller Substrate stützt sich in den renaturierten Abschnitten

auf eine größere Anzahl von Einzelproben aufgrund der größeren Zahl von Substraten. Eine direkte Vergleichbarkeit im Hinblick auf die Anzahl der Einzelproben ist bei den Taxazahlen der gemeinsamen Substrate gegeben.

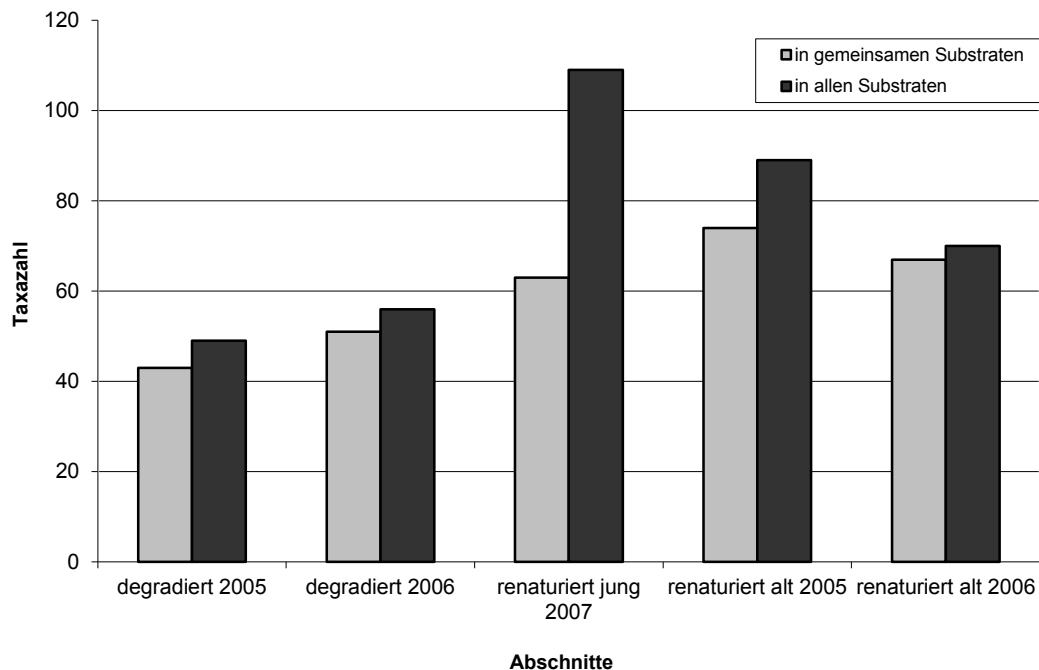


Abb.6.1: Vergleich der Taxazahlen der untersuchten Abschnitte auf Grundlage aller sowie der gemeinsamen Substrate (Schattmann 2011)

Es zeigt sich, dass die Taxazahlen der gemeinsamen Substrate in den renaturierten Abschnitten deutlich ansteigen (um 22 % bis 80 %). Deutlicher ist dabei die Zunahme der Taxazahlen im älteren renaturierten Abschnitt. Offensichtlich findet in den renaturierten Abschnitten eine Beeinflussung der Besiedlung dieser Substrate durch zusätzlich auftretende Substrate oder die verbesserte Habitatvielfalt statt. Die Taxazahlen auf Basis aller untersuchten Substrate zeigen noch deutlichere Anstiege in den renaturierten Abschnitten um 30 % bis 120 %. Vor allem im jungen renaturierten Abschnitt kommen durch die neu entstandenen Substrate auch zahlreiche weitere Taxa hinzu. Im Laufe der zeitlichen Entwicklung der Renaturierung scheinen die Taxazahlen jedoch im älteren renaturierten Abschnitt wieder abzunehmen, was auf einen zwischenzeitlich hohen Anteil von Pionierbesiedlern schließen lässt. Im älteren renaturierten Abschnitt verringert sich auch die Differenz zwischen den Taxazahlen auf Basis aller und nur der gemeinsamen Substrate im Vergleich zur jungen Renaturierung wieder. Damit scheinen sich im Laufe der Sukzession entweder die Lebens- und Habitatbedingungen weiter zu verändern, oder aber die vorher schon dominanten Taxa in diesem Niersabschnitt setzen sich durch, wobei sich im Vergleich zum degradierten Abschnitt zusätzliche Taxa dauerhaft etablieren konnten.

6.3.4 Positive und negative Fließgewässertaxa

Es zeigt sich, dass die Summe der eingestuften positiven und negativen Taxa insgesamt in den renaturierten Abschnitten höher ist (+50 % bis +88 %) als in den degradierten Abschnitten (Abb. 6.2). Ursache könnten hier die unterschiedlichen Anzahlen der Einzelproben sein, die in den renaturierten Abschnitten aufgrund der größeren Anzahl der Substrate höher sind. Auffällig ist dennoch, dass die Anzahl der positiven Taxa im älteren renaturierten Abschnitt größer ist als die Anzahl der negativen Taxa.

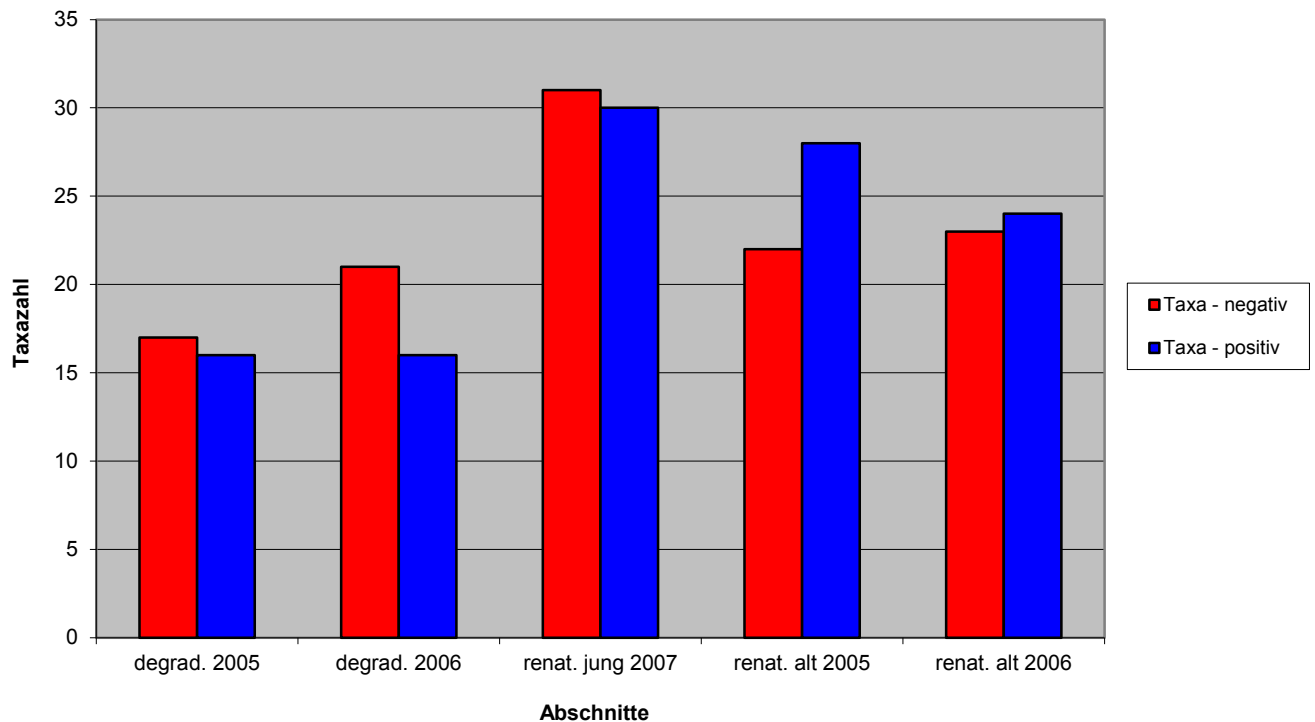


Abb.6.2: Vergleich der positiv und negativ eingestuften Taxa in den untersuchten Abschnitten auf Grundlage aller beprobten Substrate (Schattmann 2012)

Die negativen Taxa überwiegen im degradierten und jungen renaturierten Abschnitt geringfügig. Aufgrund des größeren Habitatangebotes haben sich in der frühen Phase der Besiedlung in der jungen Renaturierung sowohl zahlreiche, häufig negativ eingestufte Pionierbesiedler als auch bereits eine große Zahl positiver Taxa angesiedelt. Mit fortschreitender Sukzession (Vergleich renaturiert „jung“ und renaturiert „alt“) scheint die Anzahl der negativ eingestuften Arten abzunehmen. Auch die positiven Fließgewässertaxa gehen im Laufe der Sukzession zurück, bleiben jedoch auf einem höheren Niveau als im degradierten Abschnitt, was auf eine dauerhafte Ansiedlung weiterer anspruchsvoller Taxa hindeutet.

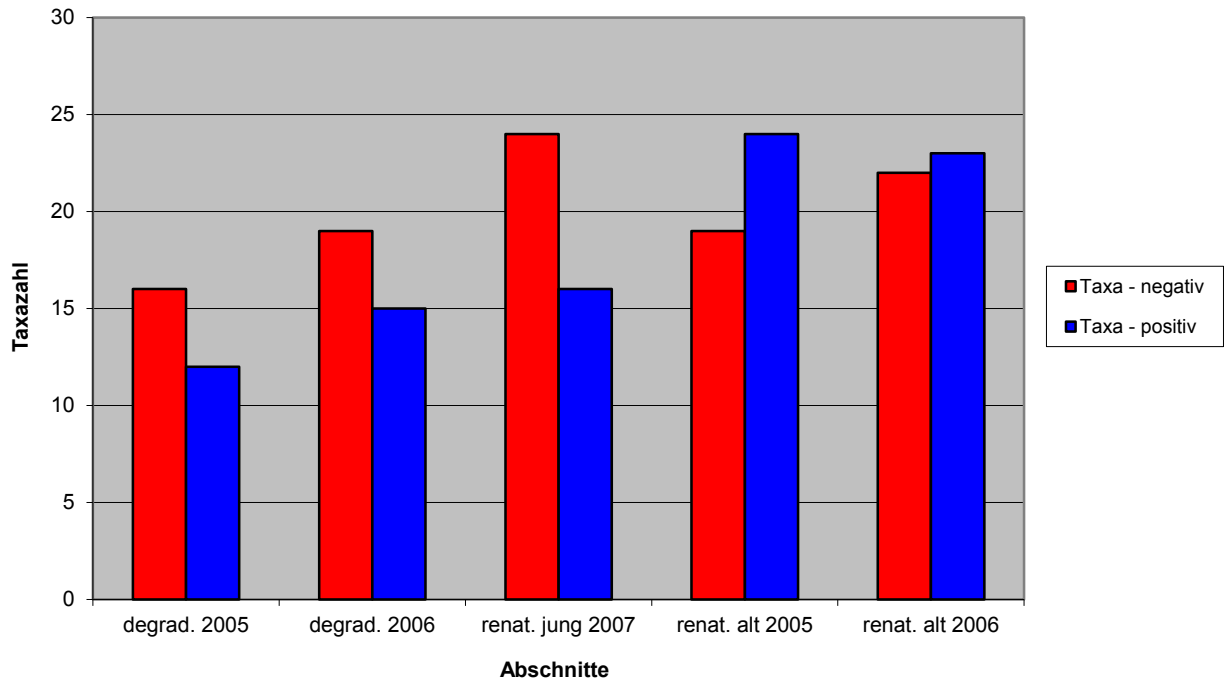


Abb. 6.3: Vergleich der positiv und negativ eingestuften Taxa in den untersuchten Abschnitten auf Grundlage der gemeinsamen Substrate (Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm)

Werden nur die in dem degradierten Abschnitt und den renaturierten Abschnitten gemeinsam vorkommenden Substrate verglichen, wird deutlich, dass die Anzahl positiv eingestufte Taxa im älteren renaturierten Abschnitt wesentlich höher liegt (+44 % bis +100 %) als im degradierten und jungen renaturierten Abschnitt (Abb. 6.3). Sie liegt außerdem über der Anzahl der negativen Taxa. In der jungen Renaturierung ist die Anzahl der positiven Taxa kaum höher als im degradierten Abschnitt. Der Vergleich mit Abb. 6.2 zeigt, dass die gemeinsamen Substrate dieses Abschnitts in ihrer Besiedlung noch dem degradierten Abschnitt ähneln, die zusätzlichen Substrate und Habitate in diesem Abschnitt jedoch bereits zu einer deutlich stärkeren Zunahme der positiven als der negativen Taxa bedingen.

6.3.5 Vergleich von Taxa und Metrics auf Grundlage aller untersuchten Substrate

In Kap. 6.3.4 konnte gezeigt werden, dass eine Zunahme der Anzahl positiver Fließgewässertaxa in den renaturierten Abschnitten festzustellen ist. Inwieweit sich einzelne ausgewählte Taxa und Metrics (s. Kap. 6.2.2) hinsichtlich ihrer Häufigkeit bzw. Ausprägung zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten unterscheiden, wird im nachfolgenden Kapitel statistisch überprüft. Es wird erwartet, dass in den renaturierten Abschnitten die positiv eingestufte Taxa in ihrer Häufigkeit zunehmen, da hier die Habitatvielfalt größer ist (s. Kap. 5.3) und typspezifische organische und hochwertige Substrate auftreten bzw. zunehmen. Außerdem wird angenommen, dass einige positiv eingestufte Taxa in den renaturierten

Abschnitten zusätzlich auftreten. Negativ eingestufte Taxa sollten dagegen abnehmen, da die Störungen in der Hydromorphologie, die diese Taxa in ihrem Vorkommen fördern, durch die umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen auf Abschnittsebene zum großen Teil rückgängig gemacht wurden (vgl. Kap. 5.3).

Vergleich der Abschnitte auf Grundlage aller Substrate - Taxa

Vergleich der Abundanzen

Die Box-Whisker-Plots (Anhang 6.7) verdeutlichen, dass für den größten Teil der Taxa der Median „null“ ist und daher meist keine vollständige „Box“ mit dargestellt wird. Ursache dafür ist, dass nur wenige Taxa eine große Stetigkeit besitzen und in über 25 % der Einzelproben innerhalb der Abschnitte auftreten. Es wird dennoch schnell ersichtlich, ob und in welchen Abschnitten Taxa häufiger sind, oder ob jährliche Unterschiede auftreten. Beispielhaft für die unterschiedlichen Reaktionen wird auf die Box-Whisker-Plots von *Chironomidae* Gen. sp. (hohe jährliche Variabilität), *Gammarus roeseli* (häufiger in junger Renaturierung), *Aphelocheirus aestivalis* (nur in den renaturierten Abschnitten) *Asellus aquaticus* (im degradierten Abschnitt häufiger) und *Psychomyia pusilla* (in der älteren Renaturierung häufiger) verwiesen.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

Die Ergebnisse der ANOVA (Tab. 6.6) machen deutlich, dass von den 60 ausgewählten Taxa bei 33 Taxa statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen zwischen den fünf untersuchten Abschnitten auftreten. Von diesen 33 Taxa sind zehn als positive Fließgewässertaxa und zehn als negative Taxa eingestuft. Die festgestellten Unterschiede betreffen somit positive und negative Fließgewässertaxa sowie nicht eingestufte Taxa gleichermaßen. Die Trichoptera stellen drei positive Taxa, die Ephemeroptera und Crustacea je zwei sowie die Heteroptera, Coleoptera und Odonata je ein positiv eingestuftes Taxon. Von den positiven Fließgewässertaxa weisen *Gammarus roeseli*, *Heptagenia sulphurea*, *Calopteryx splendens* und *Psychomyia pusilla* eine Einstufung als positive Indikatorarten nach dem deutschen Faunaindex für die Gewässertypen 11/12 und/oder 15/17 auf. Die negativ eingestuften Taxa sind mit jeweils drei Taxa den Gruppen der Dipteren und Gastropoden zuzuordnen sowie mit je einem Taxon den Crustacea, Trichoptera, Heteroptera und Bivalvia. Lediglich *Bithynia tentaculata* ist als negative Indikatorart für beide Gewässertypen eingestuft. Tab. 6.6 zeigt die 33 Taxa, die in der ANOVA signifikante Unterschiede zeigen. Sie sind sortiert nach der Höhe der arithmetischen Mittel der Individuenzahlen, beginnend mit der älteren Renaturierung. Die höchsten Mittelwerte sind jeweils dunkelgrau, die niedrigsten hellgrau hinterlegt.

Tab. 6.6: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen nach ANOVA in den untersuchten Abschnitten auf Basis aller Substrate

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; = höchster Wert, = niedrigster Wert, fett = Taxon nur in renaturierten Abschnitten)

Taxa	p-Wert	Taxa	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		positiv+, negativ-	renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
<i>Elmis</i> sp. (Lv)	9,7E-05	+	0,3	0,04	0,02	0	0
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	0,005	+	0,3	0,1	0,09	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0,0001		1,9	0,6	0,2	0,4	0,08
<i>Echinogammarus berilloni</i>	0,0001		1,5	0,11	0	0,3	0
<i>Gammarus fossarum</i>	0,0004	+	23,7	10,6	0,5	11,0	2,2
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0,001	+	4,5	1,5	0,04	1,8	0,08
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	0,004		12,3	25,2	20,9	4,1	13,8
<i>Hydrachnidia</i> Gen. sp.	0,0007		0,04	0,3	0	0	0,2
<i>Baetis vernus</i>	4,25E-08	+	2,1	17,1	1,9	4,7	3,2
<i>Hydroptila</i> sp.	6,9E-07		0,5	4,6	0,2	0,3	1,1
<i>Psychomyia pusilla</i>	0,0002	+	3,6	3,8	0,1	0,3	0,5
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	0,0009		37	155	68	59	120
<i>Anabolia nervosa</i>	0,04	+	0,02	0,2	0,03	0,1	0,08
<i>Gammarus roeseli</i>	2,52E-05	+	46	41,1	166	33,7	17,8
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,02	-	0,5	0,4	5,3	0,4	0,03
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	0,0002	+	0,07	0,5	9,8	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0,008	-	0,3	0,4	1,9	0,1	0,3
<i>Ischnura elegans</i>	0,006		0,02	0	0,2	0	0
<i>Corixidae</i> Gen. sp.	0,04	-	0,2	0,05	0,6	0,1	0,4
<i>Anisus vortex</i>	0,03		0,02	0	0,07	0	0
<i>Chironomus obtusidens</i> -Gruppe	0,0003	-	0	0	0,4	0	0
<i>Chironomus thummi</i> -Gruppe	0,001	-	0	0	3,3	0	0
<i>Calopteryx splendens</i>	0,03	+	0,2	0,5	1,4	1,2	0,7
<i>Proasellus coxalis</i>	0,002		0,3	0,6	6,4	0,8	1,9
<i>Tipulidae</i> Gen. sp.	0,002		0	0,04	0,3	0	0,06
<i>Physella</i> sp.	0,049	-	0,05	0,02	0,4	0	0

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Taxa	p-Wert	Taxa	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		positiv+, negativ-	renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,0007	-	1,1	0,3	0,6	5,8	1,2
<i>Sphaerium corneum</i>	0,004	-	1,4	1,2	3,0	6,1	1,9
<i>Cyrtus trimaculatus</i>	5,8E-05	-	0,02	0	0	0,05	0,6
<i>Asellus aquaticus</i>	0,003	-	0,2	0,4	0,07	0,6	0,8
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	0,003		1,3	1,93	7,5	0,4	8,1
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	0,004		6,5	41	32	3	46
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.	1,73E-06		0,2	1,9	1,9	0,06	2,3







Erwartungsgemäß zeigen die zehn positiv eingestuften Taxa ihren höchsten Mittelwert in den renaturierten Abschnitten, wobei sieben der höchsten Werte im älteren renaturierten Abschnitt und drei im jungen renaturierten Abschnitt auftreten. Der degradierte Abschnitt zeigt für vier der negativen Taxa den höchsten Mittelwert auf. Die verbleibenden 6 negativ eingestuften Taxa dominieren im jungen renaturierten Abschnitt. Sieben der zehn positiv eingestuften Taxa treten auch im degradierten Abschnitt auf, jedoch häufig mit geringeren Mittelwerten.

Zusammenfassend lassen sich vor allem für den älteren renaturierten Abschnitt eine Tendenz zur Zunahme der Häufigkeiten von positiven Taxa sowie das Auftreten von überwiegend positiv eingestuften Exklusivtaxa feststellen. Im jungen renaturierten Abschnitt zeigen v.a. negativ eingestufte Taxa die höchsten Mittelwerte. Mit *Hydropsyche contubernalis* und *Calopteryx splendens* treten dort auch zwei positiv eingestufte Taxa auf. Im degradierten Abschnitt dagegen weist kein positives Taxon die höchsten Mittelwerte der Individuenzahlen auf.

U-Tests nach Mann-Whitney

Die Tab. 6.7 stellt die Taxa dar, für die signifikante Unterschiede in ihren Häufigkeiten in den betrachteten Einflussfaktoren ermittelt werden konnten. Wesentlicher untersuchter Einflussfaktor ist die Renaturierung. Dieser Einflussfaktor wird in „alt“ und „jung“ unterschieden. Durch einen Vergleich des älteren mit dem jüngeren renaturierten Abschnitt konnten zudem Taxa herausgearbeitet werden, die den Einflussfaktor Sukzession anzeigen. Die jährliche Variabilität wird durch einen Vergleich der Taxahäufigkeiten zwischen den Jahren ermittelt.

Tab. 6.7: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden nach Mann-Whitney-U-Test für die betrachteten Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;
 = Taxon häufiger in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Taxon häufiger in degradiertem Abschnitt,  = Häufigkeit indifferent,  = Taxon häufiger in jüngerem renaturierten Abschnitt,  = Taxon häufiger 2005,  = Taxon häufiger 2006)

Taxon	Taxa positiv+, negativ-	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
<i>Chironomini</i> Gen. sp.		*			
<i>Psychomyia pusilla</i>	+	*		***	
<i>Chironomus obtusidens</i> Gruppe*	-		*	**	
<i>Gammarus fossarum</i>	+		**	***	
<i>Gammarus roeseli</i>	+		***	***	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+		***	***	
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-		**	**	
<i>Chironomus thummi</i> - Gruppe	-		*	*	
<i>Asellus aquaticus</i> *	-		*		
<i>Physella</i> sp. *	-		*		
<i>Ischnura elegans</i> *			*		
<i>Hydroptila</i> sp.				***	*
<i>Baetis vernus</i> *	+			*	
<i>Heptagenia sulphurea</i>	+			**	
<i>Proasellus coxalis</i> *				***	
<i>Echinogammarus berilloni</i> *				*	*
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.		**			
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.		*			***
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.					***
<i>Hydrachnidia</i> Gen. sp.*					*
Anzahl Taxa-Reaktionen		4	9	12	5

* hier wurde die im U-Test berechnete Größe Z adjusted herangezogen

Für den **Einflussfaktor Renaturierung „alt“** zeigen lediglich *Chironomini* Gen. sp. und die positiv eingestufte Köcherfliegenart *Psychomyia pusilla* im renaturierten Abschnitt signifikant größere Häufigkeiten ($p < 0,05$). Ursache sind möglicherweise höhere Anteile organischer Substrate (Schlamm, Makrophyten) für die Zunahme von *Chironomini* Gen. sp. bzw. von Hartsubstraten (Grobkies, Kies) für *Psychomyia pusilla*. *Oligochaeta* Gen. sp. und *Chironomidae* Gen. sp. zeigen zwar signifikante Unterschiede in den Abschnittsvergleichen. Diese sind jedoch indifferent, d.h. weisen mal im degradierten und mal im renaturierten Abschnitt höhere Werte auf.

Bei Betrachtung des **Einflussfaktors Renaturierung „jung“** weisen neun Taxa signifikant unterschiedliche Häufigkeiten auf. Die positiv eingestuften Arten *Gammarus roeseli* und

Hydropsyche contubernalis zeigen größere Häufigkeiten im renaturierten Abschnitt auf höchst signifikantem Niveau ($p < 0,001$). *Gammarus roeseli* tritt hier in sehr großen Häufigkeiten in den Substraten Makrophyten und Totholz auf und profitiert damit u.a. vom Totholzeinbau. *Hydropsyche contubernalis* als potamale Art ist am häufigsten in den Substraten Kies und Grobkies und tritt in den degradierten Abschnitten nicht auf. Ursache könnte die durch die Eintiefung, Begradigung und Laufverkürzung erhöhte Fließgeschwindigkeit des degradierten Abschnitts sein. Das stellt auch eine mögliche Erklärung für die sehr signifikant ($p < 0,01$) größeren Häufigkeiten von *Gammarus fossarum* (Positiv-Taxon) im degradierten Abschnitt dar. Neben dieser Art zeigt auch die negativ eingestufte Art *Asellus aquaticus* größere Häufigkeiten im degradierten Abschnitt (signifikant, $p < 0,05$). Beide Arten waren bislang nicht in der Lage sich im neu gestalteten Abschnitt in ähnlichen Häufigkeiten zu etablieren wie im degradierten Abschnitt. Verantwortlich dafür könnten bezogen auf *Gammarus fossarum* die noch geringen Anteile von Makrophyten, Kies und Grobkies im jungen renaturierten Abschnitt sein. Beide Arten treten im degradierten Abschnitt in erster Linie in den Ufersteinschüttungen auf.

Die Chironomide *Procladius olivaceus* (Negativ-Taxon) ist signifikant häufiger ($p < 0,01$) in der jungen Renaturierung. Sie bevorzugt organische Substrate wie Makrophyten und Schlamm und wird möglicherweise durch die höheren organischen Anteile am Sohlsubstrat gefördert. Von den beiden genannten Gammariden-Arten scheint somit *Gammarus roeseli* schneller auf die Renaturierung und die dadurch entstandenen neuen Habitate zu reagieren. Größere Häufigkeiten im jüngeren renaturierten Abschnitt sind außerdem bei den negativ eingestuften Taxa *Chironomus obtusidens*-Gruppe, *Chironomus thummi*-Gruppe, *Physella* sp. sowie bei *Ischnura elegans* festzustellen. Während die Chironomidentaxa vermutlich durch die höheren Anteile organischer Substrate in ihren Häufigkeiten gefördert werden, treten *Physella* sp. und *Ischnura elegans* vor allem im Substrat Totholz auf und fehlen in den degradierten Abschnitten ganz. Die Taxa aus der Gruppe der Chironomiden sowie *Hydropsyche contubernalis* und *Ischnura elegans* sind aufgrund ihrer flugfähigen Stadien zu einer raschen Besiedlung neuer Habitate in der Lage. Aber auch die hololimnischen Taxa *Gammarus roeseli* und *Physella* sp. haben offensichtlich in relativ kurzer Zeit den neu hergestellten Abschnitt besiedelt und günstige Lebensbedingungen vorgefunden. Beide Taxa profitieren u.a. von den eingebrachten Totholzelementen. Während *Physella* sp. dort im Vergleich zu anderen Substraten am häufigsten auftritt, erreicht *Gammarus roeseli* auf Totholz ähnlich große Häufigkeiten wie in den Makrophytenbeständen.

Die Analyse des **Einflussfaktors Sukzession** zeigt signifikante Unterschiede für zwölf Taxa. Die positiv eingestuften Taxa *Psychomyia pusilla* und *Gammarus fossarum* sowie *Hydroptila* sp. sind auf höchst signifikantem Niveau ($p > 0,001$) häufiger im älteren renaturierten Abschnitt.


Vor allem die beiden erstgenannten Taxa profitieren von den höheren Kies- und Grobkiesanteilen auf der Gewässersohle in diesem Abschnitt. Das gilt auch für die positiv eingestufte Art *Heptagenia sulphurea* und für *Echinogammarus berilloni*, die in der älteren Renaturierung signifikant bis sehr signifikant häufiger sind. Weiterhin ist die positiv eingestufte Art *Baetis vernus* vermutlich aufgrund der deutlich größeren Flächenanteile der Makrophyten an den Sohlsubstraten im älteren renaturierten Abschnitt signifikant häufiger.

Die Taxa *Gammarus roeseli*, *Hydropsyche contubernalis*, *Prodiamesa olivacea*, *Chironomus obtusidens*-Gruppe und *Chironomus thummi*-Gruppe sind im jungen renaturierten Abschnitt signifikant häufiger als im bereits 5 bzw. 6 Jahre alten renaturierten Abschnitt (signifikant bis höchst signifikant). Das gilt auch für den Vergleich mit dem degradierten Abschnitt, so dass diese offenbar am stärksten von den neu geschaffenen Habitatbedingungen kurz nach der Herstellung der Renaturierung profitieren. Diese Pionierphase ist u.a. durch starke Sedimentumlagerungen infolge von Erosions- und Sedimentationsprozessen sowie durch Ablagerungen von Fein- und Grobdetritus in strömungsberuhigten Zonen, fehlender Beschattung, hohen Sandanteilen auf der Gewässersohle und geringem Makrophytenvorkommen geprägt.

Aus den statistischen Vergleichen zwischen den Daten der Jahre 2005 und 2006 konnten für *Hydroptila* sp., *Echinogammarus berilloni*, *Chironomidae* Gen. sp., *Ceratopogonidae* Gen. sp. und *Hydrachnidia* Gen. sp. hohe jährliche Variabilitäten in den Individuenzahlen ermittelt werden. Diese Taxa eignen sich daher nicht für die Interpretation der ökologischen Wirkungen durch die Renaturierungen und werden von den weiteren Betrachtungen ausgenommen.

Die Art bzw. Richtung der Reaktionen der einzelnen Taxa auf die Einflussfaktoren in Bezug auf ihre Häufigkeiten ist zusammenfassend in Tab. 6.8 dargestellt.

Tab. 6.8: Entwicklung der Häufigkeiten der Makrozoobenthostaxa bezogen auf die Einflussfaktoren

(Basis: alle Substrate; + Wert-Zunahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, - Wert-Abnahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession),
 = neutrale Reaktionen)

Taxon	Taxa positiv+, negativ-	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
<i>Chironomini</i> Gen. sp.		+		
<i>Asellus aquaticus</i>	-		-	
<i>Physella</i> sp.	-		+	
<i>Ischnura elegans</i>			+	
<i>Baetis vernus</i>	+			+
<i>Heptagenia sulphurea</i>	+			+
<i>Proasellus coxalis</i>				-
<i>Psychomyia pusilla</i>	+	+		+
<i>Chironomus obtusidens</i> -Gruppe	-		+	-

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Taxon	Taxa positiv+, negativ-	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
<i>Gammarus fossarum</i>	+		-	+
<i>Gammarus roeseli</i>	+		+	-
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+		+	-
<i>Procladius olivacea</i>	-		+	-
<i>Chironomus thummi</i> -Gruppe	-		+	-

Zur Beurteilung der Art der Taxareaktionen wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass die Zunahme eines positiv eingestuften Taxons sowie die Abnahme eines negativ eingestuften Taxons positiv zu bewerten sind. Entsprechendes gilt umgekehrt für die Abnahme eines positiv eingestuften und die Zunahme eines negativ eingestuften Taxons, die negativ zu beurteilen sind. Nicht eingestufte Taxa wurden im Einzelfall beurteilt. So wurde beispielsweise die Abnahme der Häufigkeiten von *Proasellus coxalis* positiv bewertet.

Ökologische Wirksamkeit

Es zeigt sich, dass die Unterschiede in der Besiedlung auf der Ebene einzelner Taxa und ihrer Häufigkeiten zwischen dem degradierten und älteren renaturierten Abschnitt am geringsten sind. Nur zwei Taxa zeigen bei diesem Vergleich signifikante Unterschiede an. Stärker sind die festgestellten Unterschiede im Vergleich des degradierten und des älteren renaturierten Abschnitts jeweils mit der jungen Renaturierung. Hier zeigen nach Ausschluss von Taxa mit hoher jährlicher Variabilität neun bzw. zehn Taxa Unterschiede in den Individuenzahlen an (Tab. 6.8), die statistisch signifikant sind ($p < 0,05$). Sechs Taxa weisen gegenläufige Reaktionen in den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession auf (s. Tab. 6.8), d.h. ihre Häufigkeiten nehmen in einem Einflussfaktor zu und im anderen ab. Das deutet auf die starken Veränderungen der Habitatsituation kurz nach der baulichen Herstellung des neuen Gewässerabschnitts und damit auf eine „Störung“ hin. Taxa mit großer Ausbreitungsfähigkeit etablieren sich in dieser frühen Phase schnell. Diese Reaktionen der Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession werden im Hinblick auf die ökologische Wirksamkeit als „neutral“ eingestuft.

Die Übersicht in Tab. 6.9 zeigt, dass die Renaturierung in Bezug auf einzelne Taxa keine eindeutig positiven Reaktionen hervorruft. Im Laufe der Sukzession dominieren positive Reaktionen der Taxa. Dennoch weisen die sehr geringen Unterschiede zwischen dem degradierten und älteren renaturierten Abschnitt darauf hin, dass sich eine Angleichung der Besiedlung an die Verhältnisse in den angrenzenden degradierten Strecken stattgefunden hat.

Tab. 6.9: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Makrozoobenthostaxa und die Bewertung ihrer Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: alle Substrate)

Taxa mit Einstufung	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
	Positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
Taxa – positiv	1	0	2	1	4	2
Taxa – negativ	0	0	1	4	3	0
Taxa – ohne Einstufung	0	1	1	0	1	0
Summe „Taxa-Reaktionen“	1	1	4	5	8	2
ohne „neutrale“ Reaktionen	n.r.	n.r.	2	1	4	0

n.r. = nicht relevant

Die ökologische Wirksamkeit der betrachteten Renaturierungsmaßnahmen in Bezug auf eine gerichtete Reaktion der Einzeltaxa ist insgesamt gering. Nur 16 von 149 nachgewiesenen Taxa bzw. von 60 statistisch untersuchten Taxa zeigen bei den drei untersuchten Einflussfaktoren eine gerichtete Reaktion. Nach Abzug neutraler Reaktionen verbleiben noch acht Taxa, die reagieren. Das entspricht etwa 5 % der Gesamtaxazahl. Die Taxa-Reaktionen spiegeln Veränderungen in der Habitatzusammensetzung der jungen Renaturierung wider. Im Laufe der Sukzession ist eine Anpassung an die Verhältnisse in degradierten Abschnitten zu beobachten. Unterschiede zwischen der älteren Renaturierung und dem degradierten Abschnitt zeigen nur zwei Taxa.

Weitere Hinweise für eingetretene positive Veränderungen durch die Maßnahmen, die sich statistisch jedoch nicht abbilden lassen, sind:

- 6 von 60 statistisch untersuchten Taxa (ANOVA) kommen nur in den renaturierten Abschnitten vor (Verhältnis positiver zu negativen Taxa: 3:1)
- 4 negative Taxa weisen im degradierten Abschnitt höhere Mittelwerte der Individuenzahlen auf und sind in den renaturierten Abschnitten zurückgegangen.

Ermittlung von Indikatortaxa für die Einflussfaktoren

Aus den statistischen Auswertungen lassen sich in einem nächsten Auswertungsschritt mögliche Indikatortaxa für die betrachteten Einflussfaktoren ableiten (s. Kap. 6.2.2). Als ungeeignet werden solche Taxa eingestuft, die indifferente Reaktionen anzeigen (z.B. *Oligochaeta* Gen. sp.) und solche, die ausschließlich oder zusätzlich signifikante Unterschiede im jährlichen Vergleich aufweisen (wie z.B. *Hydroptila* sp. und *Echinogammarus berilloni*). Auch neutral reagierende Taxa mit gegenläufigen Reaktionen in den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession sind als Indikatoren wenig geeignet. Auch höhere taxonomische Niveaus wie z.B. *Chironomini* Gen. sp. sind ungeeignet als potenzielle Indikatoren. Taxa, die signifikante Unterschiede nur für einen Einflussfaktor aufweisen, eignen sich als mögliche Indikatortaxa am besten (sehr hohe Eignung). Dazu gehören *Baetis vernus*, *Heptagenia sulphurea*, *Proasellus coxalis*, *Ischnura elegans*, *Physella* sp., *Chironomini* Gen. sp. und

Asellus aquaticus. Taxa, die signifikant bei zwei Einflussfaktoren reagieren, wird eine hohe Eignung zugewiesen.

Zur weiteren Auswahl möglicher Kandidatentaxa als Indikatoren für die Einflussfaktoren werden Taxa mit hoher bis sehr hoher Eignung mit den Signifikanz-Niveaus verschnitten. Aus den Taxa mit „höchst signifikanten“ ($p \leq 0,001$) und „sehr signifikanten“ ($p \leq 0,01$) Reaktionen lassen sich Kandidatentaxa der 1. Priorität ableiten. Solche mit „signifikanter“ ($p \leq 0,05$) Reaktion bilden die Gruppe von Kandidatentaxa der 2. Priorität. (Tab. 6.10). Taxa mit nur geringer Eignung fallen damit aus der weiteren Betrachtung heraus.

Daraus ergibt sich folgende Aufstellung:

Tab. 6.10 Kandidatentaxa des Makrozoobenthos als Indikatoren für die Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität			<i>Proasellus coxalis</i>
			<i>Psychomyia pusilla</i>
			<i>Heptagenia sulphurea</i>
Anzahl:	0	0	3
2. Priorität	<i>Psychomyia pusilla</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Baetis vernus</i>
		<i>Physella</i> sp.	
		<i>Ischnura elegans</i>	
Anzahl:	1	3	1

Fazit

Für den Einflussfaktor Renaturierung „alt“ eignet sich mit *Psychomyia pusilla* eine Art für die Identifizierung positiver ökologischer Wirkungen und damit als potentieller Indikator für künftige Erfolgskontrollen an der Niers und ggf. weiteren Tieflandfließgewässern. Drei Taxa sind als potenzielle Indikatoren für junge Renaturierungen geeignet und vier weitere zeigen Veränderungen bis sechs Jahre nach der Maßnahmenumsetzung an. Anhand dieser Taxa und der in Tab. 6.8 dargestellten Entwicklung der Taxahäufigkeiten können bei künftigen Renaturierungsmaßnahmen gezielt Aussagen zur Wirksamkeit abgeleitet werden. Die hier ermittelten möglichen Indikatoren sind auf den Einzelfall mit den hier durchgeführten Maßnahmen und den bestehenden Belastungen im unteren Mittellauf der Niers bezogen. Eine Übertragbarkeit auf das gesamte Nierseinzugsgebiet wäre durch Untersuchungen weiterer Maßnahmen an der Niers zu prüfen.

Vergleich der Abschnitte auf Grundlage aller Substrate - Metrics

Vergleich der Metricwerte

Die Box-Whisker-Plots für ausgewählte Metrics zeigen die Werteverteilungen zwischen den untersuchten degradierten und renaturierten Abschnitten (Anhang 6.7). Einige Metrics zeigen dabei auf den ersten Blick keine erkennbaren Unterschiede, andere Metrics dagegen weisen höhere Metricwerte in der jungen Renaturierung auf (z.B. bei % Phytal, Diptera Taxazahl oder Dt. Saprobienindex neu), oder in beiden renaturierten Abschnitten (Taxazahl, Trichoptera Taxazahl und Dt. Faunaindex 15/17 (HK)). Metrics wie EPTCBO, EPT Taxa % (HK), der BMWP und der Dt. Saprobienindex neu dagegen zeigen nur für die ältere Renaturierung abweichende Werte auf.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

Es wurden 46 Metrics für die weiteren statistischen Auswertungen herangezogen. Dabei liegt der Schwerpunkt auf Metrics, die die Substratverhältnisse, Strömungsverhältnisse, Zusammensetzung der Großgruppen und die Diversität darstellen sowie auf den bewertungsrelevanten Metrics für die LAWA-Gewässertypen 12 und 15. Analog dem Vorgehen bei der Analyse der Taxa wird zunächst anhand einer ANOVA geprüft, welche Metrics signifikante Unterschiede in der Ausprägung ihrer Varianzen zwischen den Abschnitten aufweisen. Die Ergebnisse der ANOVA weisen für 41 Metrics signifikante Unterschiede zwischen den fünf untersuchten Abschnitten auf. Die Varianzanalysen für diese Metrics zeigen F-Werte die über dem kritischen F-Wert von 2,41 liegen, bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$.

Tab. 6.11 zeigt die 41 Metrics, die signifikante Unterschiede nach der ANOVA zeigen. Sie sind sortiert nach der Höhe der arithmetischen Mittel der Metricausprägungen, beginnend mit der älteren Renaturierung. Die höchsten Mittelwerte sind jeweils dunkelgrau, die niedrigsten hellgrau hinterlegt.

Tab. 6.11: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden nach ANOVA zwischen den untersuchten Abschnitten auf Basis aller Substrate

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; = höchster Wert, = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
Substratbezogene Metrics						
% Phytal	3,29E-14	25,86	17,04	40,40	23,16	16,07
% Akal	2,36E-14	13,08	14,02	6,96	14,81	12,45
% Pelal	2,19E-05	11,47	18,82	15,83	13,85	20,12
% Psammal	0,002	20,59	21,49	16,2	18,59	23,67

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
Strömungsbezogene Metrics						
% Epipotamal	0,0001	19,72	17,10	19,39	18,56	16,47
% Hypokrenal	2,07E-11	6,54	3,5	6,1	5,4	3,2
% Metarhithral	1,08E-10	12,88	13,93	9,90	13,42	12,80
% Epirhithral	0,0004	10,23	10,68	8,78	9,95	8,84
Rheoindex (HK)	3,00E-08	0,40	0,55	0,21	0,46	0,39
% Rheo-Limnophil	4,53E-11	42,85	26,4	54,2	34,3	19,6
% Litoral	0,0005	14,82	14,55	18,16	15,32	15,70
Index Bioz. Region	5,96E-08	5,38	5,21	5,7	5,51	5,55
% Rheophil	5,49E06	29,51	30,51	12,12	32,76	18,72
% Limno-Rheophil	1,27E-05	4,00	1,91	4,50	13,56	8,51
% Metapotamal	7,24E-05	9,43	8,34	10,88	11,44	10,57
% Indifferent	1,89E-09	21,7	40,67	26,2	18,2	49,8
Potamon-Typie-Index	0,00015	3,14	3,34	3,32	3,42	3,57
Bewertungsrelevante Metrics						
Dt. Faunaindex Typ 15/17	0,017	0,18	-0,05	0,14	-0,11	-0,29
<i>EPT Taxa % (HK)</i>	0,0001	18,68	19,21	12,32	12,32	8,66
Dt. Faunaindex Typ 11/12	2,38E-07	0,35	0,36	0,01	0,34	0,29
<i>Trichoptera Taxazahl</i>	0,0003	1,73	2,11	1,44	0,86	0,92
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	0,028	5,69	5,86	5,92	4,19	3,69
% <i>Litoral</i>	0,0005	14,82	14,55	18,16	15,32	15,70
% <i>Pelal</i>	2,19E-05	11,47	18,82	15,83	13,85	20,12
Zusammensetzung Großgruppen						
EPT/Diptera	3,85E-05	1,28	1,17	0,60	0,95	0,45
Ephemeroptera Taxazahl	0,001	1,70	1,71	1,21	1,31	0,78
EPT Taxa % (HK)	0,0001	18,68	19,21	12,32	12,32	8,66
EPTCBO	0,008	4,96	5,13	4,27	3,86	3,14
EPT Taxazahl	0,0002	3,42	3,82	2,65	2,17	1,69
Trichoptera Taxazahl	0,0003	1,73	2,11	1,44	0,86	0,92
Ephemeroptera (Abund.)	1,15E-05	12,18	21,45	5,61	7,81	3,86
Oligochaeta %	0,0002	16,31	33,13	17,34	23,52	28,38
Oligochaeta (Abund.)	0,0007	36,38	155,38	65,8	59,6	120,2
Diptera (Abund.)	4,88E-06	22,59	78,55	100,4	10,4	81,5
Trichoptera %	0,01	5,83	4,36	6,07	1,12	1,55
Diptera Taxazahl	2,12E-14	2,84	3,96	4,55	2,5	3,58
Trichoptera (Abund.)	0,03	12,59	12,69	20,0	1,67	2,39
OD/Total Taxa	8,96E-08	27,79	34,34	41,41	29,31	38,97
Diptera %	1,34E-08	13,97	17,62	29,82	13,08	26,49

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
Crustacea Taxazahl	0,03	3,14	3,20	2,54	3,22	3,22
Bivalvia %	0,01	4,31	2,10	2,59	8,67	4,92
Diversitätsmetrics						
BMWP	0,04	40,46	40,58	35,3	34,1	31,4
Taxazahl	0,049	14,5	15,1	14,7	12,2	12,9
Abundanz	0,004	270	445	410	195	331
Dt. Saprobienindex neu	1,61E-08	2,14	2,12	2,32	2,18	2,16

Die Darstellung in Tab. 6.11 zeigt im ersten Überblick, dass in der Metric-Gruppe der substratbezogenen Metrics die höchsten Mittelwerte vor allem im degradierten und jungen renaturierten Abschnitt auftreten und in der Gruppe der strömungsbezogenen Metrics zwischen den drei Abschnittstypen etwa gleich verteilt sind. Die weiteren Metricgruppen weisen die höchsten Mittelwerte vorwiegend in den renaturierten Abschnitten auf.

U-Test nach Mann-Whitney

Zur weiteren Differenzierung und Qualifizierung der Metricreaktionen erfolgt eine paarweise Analyse der Abschnitte mittels U-Test nach Mann-Whitney. Mit diesen Vergleichen sollen Metrics ermittelt werden, deren Ausprägungen sich ein bzw. fünf und sechs Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen gegenüber den degradierten Abschnitten signifikant verändert haben. Es wird herausgearbeitet, welche Metrics in den betrachteten Einflussfaktoren wie reagieren (Tab. 6.12). Zudem wird auf dieser Datengrundlage ermittelt, welche Metrics sich als Indikatoren für die Einflussfaktoren Renaturierung und Sukzession am besten eignen.

Tab. 6.12: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden nach Mann-Whitney-U-Test für die betrachteten Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;

■ = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt, ■ = Metric höher in degradiertem Abschnitt, ■ = Metricausprägung indifferent, ■ = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt, ■ = Metric höher 2005, ■ = Metric höher 2006)

Metric-Gruppe / Metrics	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Substratbezogene Metrics				
% Phytal		***	***	*
% Akal		***	***	
% Psammal			**	
% Pelal				**
Strömungsbezogene Metrics				
% Metapotamal	*		***	
% Limno-Rheophil	**	*		

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Metric-Gruppe / Metrics	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Potamon-Typie-Index	**			*
% Indifferent	*			***
% Rheo-Limnophil		**	*	
% Rheophil		*	***	
% Metarhithral		***	***	
Rheoindex (HK)		**	***	
% Litoral			***	
Index Bioz. Region			***	
% Epirhithral			***	
% Epipotamal				**
% Hypokrenal				**
Bewertungsrelevante Metrics				
<i>Trichoptera Taxazahl</i>	*			
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	*	*		
<i>EPT Taxa % (HK)</i>	*		*	
Dt. Faunaindex Typ 11/12		***	***	
% <i>Litoral</i>			***	
% <i>Pelal</i>				**
Zusammensetzung Großgruppen				
Trichoptera (Abund.)	*			
Trichoptera %	*			
Trichoptera Taxazahl	*			
EPT Taxazahl	**		°	
Diptera (Abund.)	**	**		***
Diptera %	***		***	**
EPT Taxa % (HK)	*		*	
EPTCBO	*			
Oligochaeta (Abund.)	*			
Ephemeroptera (Abund.)	*			*
Bivalvia %		*		
Crustacea Taxazahl		*	**	
Diptera Taxazahl		***		**
EPT/Diptera			**	
OD/Total Taxa			*	***
Diversitätsmetrics				
Dt. Saprobienindex neu	*	***	***	
BMWP	*			
Abundanz		*		
Summe reagierende Metrics*:	17	15	19	11

* ohne Doppelnennungen bei bewertungsrelevanten Metrics

Renaturierung „alt“

Der Vergleich des älteren renaturierten Abschnitts mit dem degradierten Abschnitt zeigt in der Gruppe der substratbezogenen Metrics keine signifikanten Unterschiede. Damit spiegeln sich die vergleichsweise geringen Verbesserungen bei den hydromorphologischen Metrics auf der Mikroebene (s. Kap. 5.3.3) auch in den biologischen Metrics wider. Vier Metrics aus der Gruppe der strömungsbezogenen Metrics zeigen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$ bis $p < 0,01$) mit jeweils höheren Ausprägungen im degradierten Abschnitt. Diese deuten überwiegend den höheren Ausbaugrad des degradierten Abschnitts an. Außerdem werden eine Potamalisierung (% Metapotamal, % Limno-Rheophil, Potamon-Typie-Index) und eine Vereinheitlichung der Habitatbedingungen angezeigt, durch die wiederum Ubiquisten gefördert werden (% Indifferent). Zusammenfassend lassen sich anhand dieser Metric-Gruppe die ***Rücknahme der Potamalisierung und die Verbesserung der typspezifischen Habitatbedingungen durch die Renaturierung*** feststellen.

Von den bewertungsrelevanten Metrics sind drei Metrics im renaturierten Abschnitt signifikant höher ($p < 0,05$) und zeigen damit die verbesserten Habitatbedingungen an (Trichoptera Taxazahl, EPT Taxa % (HK), Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)). Über diese Metrics hinaus werden die günstigeren Habitatbedingungen in der Metricgruppe Zusammensetzung der Großgruppen durch folgende weitere Metrics angezeigt: Trichoptera %, Trichoptera (Abund.), Ephemeroptera (Abund.), EPTCBO und EPT Taxazahl. Die Gruppe der Plecoptera fehlt in den untersuchten Abschnitten ganz. Die bewertungsrelevanten Metrics und mehrere Großgruppen-Metrics zeigen durch ihre Reaktionen eine ***Verbesserung der typspezifischen Habitatbedingungen*** an. Die Metrics Diptera (Abund.), Diptera % und Oligochaeta (Abund.) zeigen ebenfalls signifikant verschiedene Mediane an. Allerdings sind die Werte mal im degradierten und mal im renaturierten Abschnitt höher und verhalten sich somit indifferent.

Von den Diversitätsmetrics zeigt der BMWP, der ein Index zur Bewertung der organischen Belastung ist, höhere Werte für den renaturierten Abschnitt und damit mehr Gütezeiger in höheren Abundanzen an. Der neue deutsche Saprobienindex weist im älteren renaturierten Abschnitt signifikant niedrigere Werte und damit ebenfalls eine Verbesserung durch die Renaturierung auf. Beide Metrics deuten auf eine ***Verbesserung des Selbstreinigungsvermögens*** hin. Diversitäts-Metrics im eigentlichen Sinne zeigen keine signifikanten Reaktionen (z.B. Shannon-Wiener-Index, Eveness, Margalef-Index im Vorab-Screening). Der Einflussfaktor Renaturierung „alt“ führt zu Verbesserungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos, die sich in mehreren Metrics widerspiegeln, jedoch noch keine signifikante Zunahme der Diversität bewirken.

Renaturierung „jung“

Der Vergleich des jungen renaturierten mit dem degradierten Abschnitt zeigt bei den substratbezogenen Metrics höhere Ausprägungen im degradierten Abschnitt für den Metric % Akal ($p < 0,001$). Ursache sind die tatsächlich höheren Anteile von Kies sowie Steinschüttungen. Der Metric % Phytal weist dagegen höhere Werte im renaturierten Abschnitt auf ($p < 0,001$). Die substratbezogenen Metrics deuten auf einen **Rückgang von Hartsubstraten (Beseitigung von Uferverbau) und die Zunahme Makrophytenbesiedlern** hin.

Von den strömungsbezogenen Metrics zeigen solche höhere Werte im degradierten Abschnitt, die durch den geradlinigen, technischen Ausbau und die daraus resultierende Abflussbeschleunigung beeinflusst wurden: % Rheo-Limnophil, Rheoindex (HK) und % Metarhithral. Aufgrund der Querprofilgestaltung des degradierten Abschnitts, mit Steinschüttungen am Ufer und einer in diesen ufernahen Bereichen stark reduzierten Fließgeschwindigkeit, ist hier auch der Anteil der Limno-rheophilen Taxa erhöht im Vergleich zum jungen renaturierten Abschnitt. In diesem Abschnitt liegt dagegen der Metric % Rheo-Limnophil auf sehr signifikantem Niveau ($p < 0,01$) höher als im degradierten. Dafür könnten die differenzierteren Fließverhältnisse im renaturierten Abschnitt maßgeblich sein. Durch die strömungsbezogenen Metrics wird eine **Reduzierung rhithraler Lebensbedingungen und eine Förderung typspezifischen Fließverhaltens** angezeigt. Bei den bewertungsrelevanten Metrics zeigt sich ein differenziertes Bild. Während der Metric Dt. Faunaindex 15/17 (HK) im renaturierten Abschnitt signifikant ($p < 0,05$) höhere Werte aufweist, resultieren beim Dt. Faunaindex 11/12 höhere Werte im degradierten Abschnitt auf höchst signifikantem Niveau ($p < 0,001$). Es deuten sich dadurch **verbesserte Bedingungen für den Typ 15 sowie Verschlechterungen für den Typ 12** an.

Die Zusammensetzung der Großgruppen ergibt für die Metrics Bivalvia % und Crustacea-Taxazahl im degradierten Abschnitt signifikant höhere Werte ($p < 0,05$). Als Ursache für den erhöhten %-Anteil der Bivalvia kann das Vorkommen von *Sphaerium corneum* und z.T. *Pisidium sp.* in der ufernahen Steinschüttung benannt werden. Die Metrics Diptera (Abund.) und Diptera Taxazahl sind im jungen renaturierten Abschnitt signifikant ($p < 0,01$ bzw. $p < 0,001$) höher als im degradierten Abschnitt und deuten damit auf einen **hohen Anteil an Pionierbesiedlern** in diesem Abschnitt hin. Die Gesamt-Abundanz der Organismen nimmt im jungen renaturierten Abschnitt bereits zu. Der neue Deutsche Saprobienindex weist im jungen renaturierten Abschnitt höchst signifikant ($p < 0,001$) höhere Werte auf. Auch die junge Renaturierung zeigt noch keine signifikante Zunahme der Diversität, jedoch eine **Zunahme der Gesamtabundanz**. Das Selbstreinigungsvermögen nimmt vorübergehend ab.

Sukzession

Die Veränderungen der Habitat-Bedingungen im Laufe der Sukzession wurden durch den Vergleich der unterschiedlich alten Renaturierungsmaßnahmen analysiert. Drei substratspezifische Metrics weisen signifikante Unterschiede zwischen diesen Abschnitten auf. Während der Anteil der Phytal-Besiedler (% Phytal) im jungen renaturierten Abschnitt höher liegt ($p < 0,001$), zeigt der ältere renaturierte Abschnitt höhere Anteile von Kies- und Sand-Besiedlern (% Akal, $p < 0,001$, % Psammal, $p < 0,01$). Diese Ergebnisse widersprechen teilweise den Analysen der hydromorphologischen Metrics aus dem Kap. 5.3.3, welche im jungen renaturierten Abschnitt einen deutlich höheren Sandanteil am Gesamtsubstrat sowie einen noch sehr geringen Deckungsgrad der Makrophyten aufweisen.

Von den strömungsbezogenen Metrics zeigen vier im jungen renaturierten Abschnitt signifikant höhere Werte an. Dabei handelt es sich um Metrics, die eine Zunahme von Taxa des Metapotamals (% Metapotamal, $p < 0,001$, Index Bioz. Region, $p < 0,001$) sowie der strömungsarmen (% Litoral, $p < 0,001$) und schwächer strömenden Bereiche (% Typ Rheo-Limnophil) anzeigen. Im Gegensatz dazu weisen vier Metrics dieser Gruppe im älteren renaturierten Abschnitt signifikant höhere Werte auf, die deutlich Taxa des Rhithrals (% Epirhithral, % Metarhithral jeweils $p < 0,001$) und damit der stärker strömenden Bereiche (% Rheophil, Rheoindex (HK) jeweils $p < 0,001$) repräsentieren.

Im Laufe der Sukzession erfolgen scheinbar eine **Zunahme von Rhithral-Besiedlern** und eine **Abnahme von Besiedlern des Metapotamals**. Die Ursache liegt jedoch weniger im Einfluss der Sukzession als in den Unterschieden bei der Maßnahmenumsetzung. So spiegeln sich die dadurch entstandenen unterschiedlichen hydromorphologischen Bedingungen der Abschnitte (s. Kap. 5.3.) v.a. in Bezug auf die Gewässerbreite gut in den biologischen Metrics wider. Von den bewertungsrelevanten Metrics zeigen der Deutsche Faunaindex für den Typ 11/12 und die EPT-Taxa % (HK) im älteren renaturierten Abschnitt höhere Werte an und deuten damit auf eine **positive typspezifische Entwicklung** hin.

Im Laufe der Sukzession weisen Metrics wie die Anzahl der EPT-Taxa (EPT Taxazahl, $p < 0,05$), der bereits unter den bewertungsrelevanten Metrics genannte EPT Taxa % (HK) ($p < 0,05$) und das Verhältnis der EPT-Taxa zu den Dipteren (EPT/Diptera, $p < 0,01$) positive Entwicklungen in Richtung typspezifischer Verhältnisse auf. Die Anzahl der Crustaceen-Taxa (Crustacea Taxazahl, $p < 0,01$) nimmt ebenfalls zu. Die Abnahme des Anteils der Dipteren an der Gesamtbesiedlung deutet auf einen Rückgang der Pionierbesiedler hin. Das Verhältnis der Odonaten zu den Gesamttaxa nimmt im Laufe der Sukzession ab (OD/Total Taxa, $p < 0,05$). Ausschlaggebend ist möglicherweise die zunehmende Bewaldung und damit Beschattung des Gewässers. Die Metrics der Großgruppen weisen insgesamt auf eine **Zunahme**

typspezifischer Taxa und Abnahme von Pionierbesiedlern hin. Der Dt. Saprobienindex neu nimmt im Zuge der Sukzession deutlich ab. Damit wird eine **Verbesserung des Selbstreinigungsvermögens** indiziert.

Bei der Interpretation der Ergebnisse zum Einflussfaktor Sukzession ist zu berücksichtigen, dass sich die beiden untersuchten renaturierten Abschnitte in einigen hydromorphologischen Ausprägungen unterscheiden. Das betrifft vor allem die Gewässer- und die Wasserspiegelsbreite (s. Kap. 5.3), was u.a. durch die strömungsbezogenen, aber auch durch einzelne weitere Metrics widerspiegelt wird. Ein Vergleich im Sinne einer zeitlich fortlaufenden Entwicklung ist für diese Metrics daher nur eingeschränkt möglich. Andererseits zeigt der Datenvergleich der biologischen Metrics die in Kap. 5.3 bereits festgestellten hydromorphologischen Unterschiede und damit z.T. verbleibende Defizite an.

Jährliche Variabilität

Die jährliche Variabilität dient als Kriterium zum Ausschluss von Metrics, die hohe jährliche Varianzen aufweisen und damit nicht geeignet sind, ökologische Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen zu indizieren.

Die Richtung der Reaktionen der einzelnen Metrics auf die Einflussfaktoren in Bezug auf ihre Werteausprägung ist zusammenfassend in Tab. 6.13 dargestellt. Es sind neben den Wertezu- und -abnahmen neutrale Reaktionen markiert, die entgegengesetzte Wirkungen in den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession anzeigen.

Tab. 6.13: Entwicklung der Metricausprägungen des Makrozoobenthos bezogen auf die Einflussfaktoren

(Basis alle Substrate; + Wert-Zunahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, - Wert-Abnahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, □ = nicht erwartete Reaktion, ■ neutrale Reaktion)

Metrics	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Substratbezogene Metrics			
% Psammal			+
% Akal		-	+
% Phytal		+	-
Strömungsbezogene Metrics			
% Litoral			-
Index Bioz. Region			-
% Epirhithral			+
% Rheo-Limnophil		+	-
% Rheophil		-	+
% Metarhithral		-	+

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Metrics	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Rheoindex (HK)		-	+
% Metapotamal	-		-
% Limno-Rheophil	-	-	
Potamon-Typie-Index	-		
% Indifferent	-		
Bewertungsrelevante Metrics			
<i>Trichoptera Taxazahl</i>	+		
% <i>Litoral</i>			-
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	+	+	
Dt. Faunaindex Typ 11/12		-	+
<i>EPT Taxa % (HK)</i>	+		+
Zusammensetzung Großgruppen			
Trichoptera (Abund.)	+		
Trichoptera %	+		
Trichoptera Taxazahl	+		
EPTCBO	+		
Bivalvia %		-	
EPT/Diptera			+
EPT Taxazahl	+		+
EPT Taxa % (HK)	+		+
Crustacea Taxazahl		-	+
Ephemeroptera (Abund.)	+		
Diptera Taxazahl		+	
OD/Total Taxa			-
Diptera (Abund.)		+	
Diptera %			-
Diversitätsmetrics			
BMWP	+		
Abundanz		+	
Dt. Saprobienindex neu	-	+	-

Zur Beurteilung der Richtung der festgestellten Metricreaktionen wurde die tatsächlich gemessene Reaktion mit der in Kap. 6.2.2 dargestellten erwarteten Reaktion verglichen. Nicht erwartete Reaktionen sind in Tab. 6.13 gesondert dargestellt. Anhand der darin aufgeführten Inhalte lassen sich positive Wirkungen der Renaturierungsmaßnahmen auf einzelne Metrics ablesen. So zeigen v.a. in den Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und Sukzession mehrere Metrics positive Reaktionen an. Die nicht erwarteten, unter Umständen negativen Metricreaktionen geben Hinweise auf verbleibende Defizite, anhand derer Optimierungen der

umgesetzten Maßnahmen abgeleitet werden können. Zur Beurteilung, ob bzw. in welchem Ausmaß weitere Einflussfaktoren für die negative Metricentwicklung verantwortlich sind, wäre eine Stressorenanalyse mit weiteren abiotischen Daten erforderlich.

Ökologische Wirksamkeit

Die ökologische Wirksamkeit der betrachteten Renaturierungsmaßnahmen in Bezug auf die Reaktion der Metrics ist deutlich erkennbar. Von den 46 näher untersuchten Metrics zeigen 33 statistisch relevante Unterschiede bei den betrachteten Einflussfaktoren. Nach Abzug der Metrics, die eine hohe jährliche Variabilität aufweisen, verbleiben 26 Metrics, die auf die Renaturierungsmaßnahmen reagieren. Insgesamt überwiegen bei den Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und Renaturierung „jung“ die positiven Metricreaktionen (Tab. 6.14). Anhand negativer Reaktionen lassen sich mögliche noch bestehende Defizite der untersuchten Maßnahmenabschnitte ableiten (s. Kap. 6.4, 6.5).

Tab. 6.14: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Metrics des Makrozoobenthos und die Bewertung der Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: alle Substrate)

Metric-Gruppe	Reaktion:	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
		positiv	negativ	Positiv	negativ	positiv	negativ
Diversitäts-Metrics		2	0	1	1	1	0
Großgruppen-Metrics		7	0	1	3	5	1
Bewertungsrelevante Metrics		3	0	1	1	2	1
Strömungsbezogene Metrics		3	1	3	2	3	5
Substratbezogene Metrics		0	0	1	1	1	2
Summe Metricreaktionen		15 (13*)	1	7	8	12 (11*)	9 (8*)
ohne „neutrale“ Reaktionen		n.r.	n.r.	3	4	8	5

* Anzahl ohne Doppelnennungen bei bewertungsrelevanten Metrics

Insbesondere für den Einflussfaktor Renaturierung „alt“ können mit dreizehn positiven bei nur einer negativen Metricreaktion positive ökologische Wirkungen in Richtung stärker typspezifischer Ausprägungen festgestellt werden. Die ältere Renaturierung lässt sich dadurch deutlich von der jungen Renaturierung unterscheiden, für die positive und negative Wirkungen erkennbar sind. Positive Reaktionen, v.a. der Großgruppen-Metrics, treten etwas häufiger auf als negative. Letztere sind v.a. bei den strömungsbezogenen Metrics festzustellen und auf die unterschiedliche Maßnahmenumsetzung im Hinblick auf die Gewässerbreiten, die resultierenden Fließverhältnisse sowie den Totholzeinbau zurückzuführen. Damit werden die Ergebnisse der hydromorphologischen Analysen, die verbleibende Defizite aufgezeigt haben, zum großen Teil bestätigt (vgl. Kap. 5.3, 5.4).

Ermittlung von Indikatormetrics für die Einflussfaktoren

Aus den statistischen Auswertungen lassen sich in einem nächsten Auswertungsschritt mögliche Indikatormetrics für die betrachteten Einflussfaktoren ableiten (s. Kap. 6.2.2). Als ungeeignet werden solche Metrics eingestuft, die indifferente oder negative Reaktionen anzeigen (z.B. Oligochaeta (Abund.), Diptera %, % Limno-rheophil) und solche, die ausschließlich signifikante Unterschiede im jährlichen Vergleich aufweisen (z.B. % Pelal, % Epipotamal). Auch neutral reagierende Metrics mit gegenläufigen Reaktionen in den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession sind als Indikatoren für die mittel- bis langfristigen Wirkungen der Renaturierungen weniger gut geeignet. Metrics, die signifikante Unterschiede nur für einen Einflussfaktor aufweisen, sind als mögliche Indikatortaxa am besten geeignet. Dazu gehören u.a. % Psammal, % Litoral, Trichoptera Taxazahl, EPTCBO, EPT Taxazahl und EPT/Diptera. Als Indikatoren wenig geeignet sind Metrics, die zusätzlich zur Reaktion in den Einflussfaktoren große jährliche Unterschiede in ihrer Ausprägung zeigen, wie z.B. Ephemeroptera (Abund.), Diptera Taxazahl und OD/Total-Taxa.

Metrics mit neutraler Reaktion sind teilweise als Indikatoren für das frühe Sukzessionsstadium nach Umsetzung baulicher Renaturierungsmaßnahmen geeignet. Einige der Reaktionen werden jedoch auch durch die unterschiedliche Maßnahnumsetzung zwischen den beiden hier untersuchten renaturierten Abschnitten verursacht. Daher werden diese Metrics hier nicht weiter berücksichtigt. Eine Wiederholung der hier durchgeführten Untersuchungen könnte diese Metrics eingehender betrachten und den Faktor „Sukzession“ an beiden Renaturierungen unabhängig voneinander bewerten.

Zur weiteren Auswahl möglicher „Kandidatenmetrics“ für die Einflussfaktoren werden Metrics mittlerer bis sehr hoher Eignung mit den Signifikanz-Niveaus verschnitten. Aus den Metrics mit „höchst signifikanten“ ($p \leq 0,001$) und „sehr signifikanten“ ($p \leq 0,01$) Reaktionen lassen sich Kandidatenmetrics der 1. Priorität ableiten. Solche mit „signifikanter“ ($p \leq 0,05$) Reaktion bilden die Gruppe von Kandidatenmetrics der 2. Priorität (Tab. 6.15). Metrics mit nur geringer Eignung fallen damit aus der weiteren Betrachtung heraus. Daraus ergibt sich nachfolgende Aufstellung:

Tab. 6.15: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos für die Einflussfaktoren auf Basis aller Substrate

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität	EPT Taxazahl		% Akal
			% Metapotamal
			EPT/Diptera
			% Epirhithral
Anzahl:	1	0	4

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
2. Priorität	% Metapotamal	Abundanz	EPT Taxa % (HK)
	Trichoptera Taxazahl	Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	EPT Taxazahl
	Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	Bivalvia %	
	EPT Taxa % (HK)		
	Trichoptera (Abund.)		
	Trichoptera %		
	EPTCBO		
	BMWP		
	Dt. Saprobienindex neu		
Anzahl:	9	3	2
Gesamt:	10	3	6

Fazit

Für den Einflussfaktor Renaturierung „alt“ konnte ein Kandidatenmetric der 1. Priorität sowie neun weitere der 2. Priorität ermittelt werden, die überwiegend den Metrics der Großgruppen angehören. Im Gegensatz dazu sind für den Einflussfaktor Renaturierung „jung“ insgesamt drei und für die Sukzession sechs Metrics als mögliche Indikatoren identifiziert worden. Anhand dieser Kandidatenmetrics und der in Tab. 6.1 dargestellten zu erwartenden Reaktion können bei künftigen Renaturierungsmaßnahmen gezielt Aussagen zur Wirksamkeit abgeleitet werden.

6.3.6 Vergleich von Taxa und Metrics auf Grundlage der gemeinsamen Substrate

Die im Kapitel 6.3.5 erarbeiteten Ergebnisse beruhen auf der Untersuchung jeweils aller beprobten Einzelsubstrate der untersuchten degradierten und renaturierten Abschnitte. Damit sind alle vertretenen Substrate mit mindestens acht Einzelproben, einige zusätzliche Substrate auch weniger häufig (s. Kap. 6.2.1) in die Auswertungen eingeflossen. Bei den renaturierten Abschnitten gehen aufgrund der größeren Anzahl von Substraten daher mehr Einzelproben in die Untersuchungen ein. Bei der Betrachtung der gemeinsamen Substrate liegt den Analysen dagegen eine vergleichbare Anzahl von Datensätzen zugrunde (Anhang 5.2).

Eine wichtige Frage im Hinblick auf die Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen ist die Analyse von signifikanten Unterschieden in der Besiedlung gleicher Substrate zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten. Hier soll der Vergleich auf Abschnittsebene analog zum Vorgehen in Kap. 6.3.5 geführt werden, während in Kap. 7.3.2 substratspezifisch vorgegangen wird.

Es wird erwartet, dass auch auf der Basis der Daten der gemeinsamen Substrate signifikante Unterschiede zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten auftreten, die sich in überwiegend positiven Reaktionen von Taxa und Metrics niederschlagen. Als Ursache werden

die größere Habitatvielfalt und ein erhöhter Anteil von organischen und hochwertigen Substraten vermutet, die sich auch auf die Besiedlung der gemeinsamen Substrate auswirken.

Vergleich der Abschnitte auf Grundlage der gemeinsam vorkommenden Substrate – Taxa

Vergleich der Abundanzen

Auch die Datensätze der gemeinsamen Substrate zeigen in den Box-Whisker-Plot-Darstellungen für einzelne Taxa höhere Werte im jungen renaturierten Abschnitt wie *Baetis fuscatus* und *Chironomus-thummi*-Gruppe (Anhang 6.8). Andere Taxa sind in der älteren Renaturierung häufiger, wie beispielsweise *Ancylus fluviatilis* und *Psychomyia pusilla*. Mehrere Taxa zeigen die gleiche Reaktion wie bereits auf Basis aller Substrate.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

Die Ergebnisse der ANOVA (Tab. 6.16) zeigen, dass von den 60 ausgewählten Taxa bei 20 Taxa statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen zwischen den fünf untersuchten Abschnitten auftreten. Von diesen 20 Taxa, sind acht als positive und vier als negative Fließgewässertaxa eingestuft. Die positiv eingestuften Taxa werden durch die Trichoptera und Ephemeroptera mit je zwei sowie die Heteroptera, Coleoptera, Diptera und Gastropoda mit je einem positiv eingestuften Fließgewässertaxon gestellt. Demgegenüber gehören von den negativen Taxa drei der Gruppe der Dipteren und ein Taxon den Gastropoden an. Tab. 6.16 zeigt die 20 Taxa sortiert nach der Höhe der arithmetischen Mittel der Individuenzahlen, beginnend mit der älteren Renaturierung. Die höchsten Mittelwerte sind jeweils dunkelgrau, die niedrigsten hellgrau hinterlegt.

Tab. 6.16: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA, auf Basis der gemeinsamen Substrate

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; = höchster Wert, = niedrigster Wert, fett = Taxon nur in renaturierten Abschnitten)

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+, negativ-	PN05 renaturiert „alt“	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert	PS06 degradiert
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	0,002	+	0,3	0,06	0,03	0	0
<i>Echinogammarus berilloni</i>	0,006		1,9	0,03	0	0,3	0
<i>Elmis</i> sp. (Lv)	0,006	+	0,3	0,06	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0,014	+	0,5	0,2	0	0	0,07
<i>Valvata</i> sp.	0,02		0,28	0,16	0	0,04	0
<i>Baetis vernus</i>	0,002	+	2,0	18,0	2,3	4,8	4,1
<i>Hydroptila</i> sp.	0,002		0,4	4,4	0,09	0,04	1,1

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert







Taxa	p-Wert	Taxa positiv+, negativ-	PN05 renaturiert „alt“	PN06 renaturiert „jung“	PS07 renaturiert „jung“	PS05 degradiert	PS06 degradiert
<i>Psychomyia pusilla</i>	0,01	+	1,4	4,0	0,03	0,2	0,6
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	0,02		14,9	26,0	10,7	4,4	13,1
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	0,02		48	183	70	65	137
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	0,002	+	0,03	0,3	8,4	0	0
<i>Chironomus obtusidens</i> -Gruppe	0,002	-	0	0	0,3	0	0
<i>Chironomus thummi</i> -Gruppe	0,003	-	0	0	4,4	0	0
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,004	-	0,6	0,3	10,2	0,4	0
<i>Baetis fuscatus</i>	0,01	+	0,8	1,1	3,3	0,5	0,6
<i>Simulium</i> sp.	0,016	+	0,5	0,4	14,4	2	0,1
<i>Physa fontinalis</i>	0,002	-	0,06	0,06	0,03	0,07	0,5
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	0,003		1,3	1,9	7,5	0,4	8,1
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	0,04		3,8	42,4	22,1	2,3	55,5
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.	0,0005		0,2	2,1	2,2	0,07	2,6

Es wird ersichtlich, dass alle acht positiv eingestuften Taxa die höchsten Mittelwerte der Individuenzahlen in den renaturierten Abschnitten zeigen. Von den vier negativ eingestuften Taxa weisen drei im jungen renaturierten und eine im degradierten Abschnitt die höchsten Mittelwerte auf. Die Taxa *Tanypodinae* Gen. sp., *Chironomidae* Gen. sp. und *Ceratopogonidae* Gen. sp. zeigen zwar die höchsten Mittelwerte im degradierten Abschnitt, im Jahr 2005 jedoch auch die niedrigsten, was bereits auf eine hohe jährliche Variabilität der Individuenzahlen hindeutet.

U-Test nach Mann-Whitney

Die Tab. 6.17 stellt die Ergebnisse der Mann-Whitney-U-Tests in Bezug auf die Taxa dar. Es sind nur solche Taxareaktionen aufgeführt, die signifikante Unterschiede in ihren Häufigkeiten in den für den jeweiligen Einflussfaktor relevanten Abschnittskombinationen (Kap. 6.2.2) aufweisen.

Tab. 6.17: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren nach Mann-Whitney-U-Test, auf Basis der gemeinsamen Substrate

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;
 = Taxon häufiger in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Taxon häufiger in degradiertem Abschnitt,  = Häufigkeit indifferent,  = Taxon häufiger in jüngerem renaturierten Abschnitt,  = Taxon häufiger 2005,  = Taxon häufiger 2006)

Taxon	Taxa positiv/negativ	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährlicher Vergleich)
<i>Chironomini</i> Gen. sp.		*			
<i>Gammarus roeseli</i>	+		***	***	
<i>Gammarus fossarum</i>	+		**	***	
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-		**	**	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+		***	**	
<i>Chironomus thummi</i> -Grp.	-		*	*	
<i>Chironomus obtusidens</i> -Grp.*	-		*	*	
<i>Psychomyia pusilla</i>	+			*	
<i>Valvata</i> sp.				*	
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.				*	***
<i>Hydroptila</i> sp.*		*			**
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.					***

* - unter Berücksichtigung von Z adjusted

Die Ergebnisse weisen für zwölf Taxa signifikante Unterschiede für die durchgeführten Vergleiche der Einflussfaktoren auf. Schon bei der Analyse in Kap. 6.3.5 auf der Grundlage aller beprobten Substrate zeigten diese Taxa (bis auf *Valvata* sp.) weitgehend ähnliche Reaktionen. Damit profitieren sie insgesamt von der verbesserten Habitatvielfalt und geänderten Substratzusammensetzung. Eine Ausnahme stellt *Gammarus fossarum* dar. Die Art ist im degradierten Abschnitt häufiger vertreten.

Für den **Einflussfaktor Renaturierung „alt“** zeigen lediglich *Chironomini* Gen. sp. und die Köcherfliegenart *Hydroptila* sp. im renaturierten Abschnitt signifikant größere Häufigkeiten ($p < 0,05$).

Bei Betrachtung des **Einflussfaktors Renaturierung „jung“** entsprechen die Reaktionen weitgehend denen, die schon bei Betrachtung aller Substrate ermittelt wurden (Kap. 6.3.5). Das gilt in erster Linie für die Taxa *Gammarus roeseli*, *Hydropsyche contubernalis*, *Gammarus fossarum*, *Prodiamesa olivacea*, *Chironomus obtusidens*-Gruppe und *Chironomus thummi*-Gruppe.

Die Analyse des **Einflussfaktors Sukzession** zeigt signifikante Unterschiede für neun Taxa.

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

Die positiv eingestuften Taxa *Psychomyia pusilla* ($p < 0,05$) und *Gammarus fossarum* ($p < 0,001$) sowie *Valvata* sp. ($p < 0,05$) weisen signifikant höhere Individuenzahlen im älteren renaturierten Abschnitt auf. Vor allem die beiden erstgenannten Taxa profitieren insgesamt von den höheren Kies- und Grobkiesanteilen auf der Gewässersohle in diesem Abschnitt. Die positiv eingestuften Taxa *Gammarus roeseli* ($p < 0,001$), *Hydropsyche contubernalis* ($p < 0,01$), sowie *Prodiamesa olivacea* ($p < 0,01$) und die negativ eingestuften Taxa *Chironomus obtusidens*-Gruppe und *Chironomus thummi*-Gruppe (beide $p < 0,05$) sind im jungen renaturierten Abschnitt signifikant häufiger, wie schon auf Basis der Datensätze für alle Substrate. Diese Taxa profitieren offenbar am stärksten von den neu geschaffenen Habitatbedingungen kurz nach der Herstellung der Renaturierung. Die *Chironomidae* Gen. sp. zeigen indifferente Reaktionen sowie eine große jährliche Variabilität in ihren Häufigkeiten (Individuenzahlen). Letzteres gilt auch für die Taxa *Hydroptila* sp. sowie *Ceratopogonidae* Gen. sp.. Die Art bzw. Richtung der Reaktionen der einzelnen Taxa auf die Einflussfaktoren in Bezug auf ihre Häufigkeiten (Individuenzahlen) ist zusammenfassend in Tab. 6.18 dargestellt.

Tab. 6.18: Entwicklung der Häufigkeiten der Makrozoobenthostaxa bezogen auf die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate

(+ Wert-Zunahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, - Wert-Abnahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, = neutrale Reaktion)

Taxon	Taxa positiv/negativ	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
<i>Chironomini</i> Gen. sp.		+		
<i>Gammarus roeseli</i>	+		+	-
<i>Gammarus fossarum</i>	+		-	+
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-		+	-
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+		+	-
<i>Chironomus thummi</i> -Grp.	-		+	-
<i>Chironomus obtusidens</i> -Grp.	-		+	-
<i>Psychomyia pusilla</i>	+			+
<i>Valvata</i> sp.				+
Summe:		1	6	8

Wie schon bei der Datenanalyse auf Grundlage aller Substrate (Kap. 6.3.5) zeigt sich, dass die Unterschiede in der Besiedlung auf der Ebene einzelner Taxa und ihrer Häufigkeiten zwischen dem degradierten und älteren renaturierten Abschnitt am geringsten sind. Nur zwei Taxa zeigen bei diesem Vergleich signifikante Unterschiede an. Als Ursache könnte eine Angleichung und Beeinflussung der Verhältnisse für die Besiedlung an die ober- und unterhalb gelegenen degradierten Abschnitte angeführt werden. Stärker sind die festgestellten

Unterschiede im Vergleich des degradierten und des älteren renaturierten Abschnitts jeweils mit der jungen Renaturierung. Hier zeigen sechs bzw. acht Taxa Unterschiede in den Individuenzahlen an, die statistisch signifikant sind ($p < 0,05$).

Ökologische Wirksamkeit

Die Übersicht in Tab. 6.19 macht deutlich, dass in Bezug auf einzelne Taxa nur beim Einflussfaktor Sukzession deutlich positive Reaktionen feststellbar sind. Von acht reagierenden Taxa zeigen sechs hinsichtlich ihrer Individuenzahlen positive Entwicklungen an. Während beim Einflussfaktor Renaturierung „alt“ kaum Unterschiede bei den Taxa feststellbar sind, können bei der Renaturierung „jung“ mehr negative Reaktionen ermittelt werden, die z.T. auf das Auftreten von Pionierbesiedlern zurückzuführen sind. Sechs Taxa zeigen gegenläufige Reaktionen zwischen den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession an und spiegeln so in erster Linie die Störungen kurz nach der Maßnahmenumsetzung und damit das frühe Sukzessionsstadium wider. Insgesamt sind die festgestellten Veränderungen in den gemeinsamen Substraten sehr gering, wenn die neutralen Reaktionen herausgenommen werden. Letztlich zeigen von den zehn Taxa mit signifikanten Reaktionen in den Einflussfaktoren nur zwei positive Wirkungen durch die Renaturierungsmaßnahmen an.

Tab. 6.19: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Makrozoobenthostaxa und die Bewertung der Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: gemeinsame Substrate)

Taxa/Metric-Gruppe	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
	positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
Taxa – positiv eingestuft	0	0	2	1	2	2
Taxa – negativ eingestuft	0	0	0	3	3	0
Taxa – ohne Einstufung	0	1	0	0	2	0
Summe Taxa-Reaktionen	0	1	2	4	7	2
ohne „neutrale“ Reaktionen	n.r.	n.r.	0	0	2	0

Ermittlung von Indikatortaxa für die Einflussfaktoren

Die Vorgehensweise zur Ermittlung möglicher Indikatortaxa für die betrachteten Einflussfaktoren entspricht der in Kap. 6.3.5 beschriebenen. Als ungeeignet werden demnach die Taxa *Ceratopogonidae* Gen. sp., *Hydroptila* sp. und *Chironomidae* Gen. sp. (*hohe jährliche Variabilität*) eingestuft. Auch Taxa mit hohem taxonomischem Niveau sind wenig geeignet, da sie keine konkreten Rückschlüsse zur Maßnahmenwirkung zulassen. Am ehesten geeignet sind dagegen *Valvata* sp. und *Psychomyia pusilla* (signifikante Unterschiede in nur einem Einflussfaktor). Zur weiteren Auswahl möglicher „Kandidatentaxa“ als Indikatoren für die Einflussfaktoren werden solche Taxa mit hoher bis sehr hoher Eignung mit den Signifikanz-Niveaus verschnitten (vgl. 6.3.5). Daraus ergibt sich folgende Aufstellung:

Tab. 6.20: Kandidatentaxa des Makrozoobenthos für die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität	-	-	-
Anzahl:	0	0	0
2. Priorität			<i>Psychomyia pusilla</i>
			<i>Valvata</i> sp.
Anzahl:	0	0	2

Fazit

Bei Betrachtung der gemeinsamen Substrate lassen sich unter den gegebenen Randbedingungen im Nierseinzugsgebiet lediglich für den Einflussfaktor Sukzession zwei mögliche Indikator taxa ableiten. Alle übrigen signifikanten Veränderungen der Taxa sind als neutrale Reaktionen einzustufen, deren Reaktionen v.a. das frühe Pionierstadium kurz nach Maßnahmenumsetzung anzeigen.

Vergleich der Abschnitte auf Grundlage der gemeinsam vorkommenden Substrate – Metrics

Vergleich der Metricwerte

Anhand der Box-Whisker-Plots werden auch auf Basis der gemeinsamen Substrate Unterschiede zwischen renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt deutlich (Anhang 6.8). Die Metricreaktionen entsprechen vielfach den bereits auf Basis aller Substrate beobachteten. So zeigen sich positive Reaktionen, die sich in beiden Renaturierungen widerspiegeln (z.B. Trichoptera Taxazahl und Dt. Faunaindex 15/17 (HK)), und solche, die sich auf die ältere Renaturierung beschränken (Anzahl Gattungen, EPTCBO, BMWP, Dt. Saprobienindex neu).

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

In Tab. 6.21 sind die Metrics aufgeführt, die bei der ANOVA signifikante Unterschiede zwischen den fünf untersuchten Abschnitten auf Basis der gemeinsam vorkommenden Substrate aufweisen. Von den insgesamt 46 untersuchten Metrics zeigen 35 F-Werte, die über dem kritischen F-Wert von 2,43 liegen, bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$. Die Analysen auf Basis aller Substrate ergaben für 41 Metrics signifikante Unterschiede. Die Auswertungen mittels der ANOVA zeigen auch bei der Betrachtung der gemeinsamen Substrate signifikante Metricreaktionen aus allen Metricgruppen. Tab. 6.21 stellt die Mittelwerte der Metricausprägungen aus den berücksichtigten Einzelproben pro Abschnitt dar.

Tab. 6.21: Metrics mit signifikanten Unterschieden zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA, auf Basis der gemeinsamen Substrate

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; = höchster Wert, = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
Substratbezogene Metrics						
% Phytal	7,44E-05	27,77	16,84	32,5	20,96	15,4
% Akal	0,0003	12,06	14,15	8,3	15,3	12,4
% Pelal	0,008	12,77	19,55	18,0	13,9	20,0
Strömungsbezogene Metrics						
% Hypokrenal	1,18E-07	7,09	3,7	4,8	5,4	2,8
% Epipotamal	0,0001	19,5	16,81	20,4	18,4	16,2
Rheoindex (HK)	0,006	0,33	0,48	0,23	0,46	0,44
% Epirhithral	0,007	10,18	10,52	8,14	10,12	8,80
% Rheo-Limnophil	9,68E-05	44,6	28,2	47,8	34,8	18,1
Index Bioz. Region	0,003	5,47	5,29	5,77	5,49	5,49
% Limno-Rheophil	0,02	5,32	2,3	4,6	13,0	7,0
% Metarhithral	0,0002	12,27	13,43	9,91	13,64	13,77
% Indifferent	6,78E-06	24,8	43,4	28,6	17,9	50,0
Potamon-Typie-Index	0,049	3,24	3,45	3,27	3,42	3,56
Bewertungsrelevante Metrics						
<i>Trichoptera Taxazahl</i>	0,002	1,4	1,9	1,3	0,6	0,8
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	0,04	5,31	5,38	5,4	3,1	3,5
Dt. Faunaindex Typ 15/17	0,01	0,07	-0,2	0,37	-0,15	-0,22
Dt. Faunaindex Typ 11/12	0,002	0,32	0,33	-0,02	0,34	0,29
% <i>Pelal</i>	0,008	12,77	19,55	18,0	13,9	20,0
Zusammensetzung Großgruppen						
EPT/Diptera	0,02	1,15	1,15	0,6	0,7	0,5
EPTCBO	0,006	4,59	4,97	3,471	3,1	3,0
EPT Taxazahl	0,007	2,81	3,47	2,4	1,7	1,6
Oligochaeta %	0,02	19,90	38,07	23,90	23,9	27,4
Oligochaeta (Abund.)	0,003	47	184	70	65	85
Ephemeroptera (Abund.)	0,02	11,81	21,97	7,03	7,11	4,82
Trichoptera Taxazahl	0,002	1,38	1,88	1,3	0,6	0,8
OD/Total Taxa	5,81E-05	28,15	34,66	45,7	32,6	39,9
Trichoptera %	0,009	3,12	4,21	8,05	0,92	1,2
Diptera %	9,48E-05	14,56	15,90	32,8	15,0	25,7
Trichoptera (Abund.)	0,024	7,31	13,1	18,84	1,36	1,93
Diptera Taxazahl	2,92E-05	2,84	3,88	4,2	2,5	3,5
Diptera (Abund.)	0,016	22,59	82,03	84,31	10,18	91,54
Diversitätsmetrics						
BMWP	0,001	40,3	40,2	28	28,6	29,7

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert






Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		renaturiert „alt“	renaturiert „jung“	degradiert		
Taxazahl	0,01	14,5	14,97	12,38	10,79	12,36
Anzahl Familien	0,01	9,78	9,88	7,8	7,6	8,3
Anzahl Gattungen	0,01	12,5	12,7	10,7	9,3	10,6
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	0,01	7,7	7,8	5,16	5,39	6,32
Dt. Saprobienindex neu	0,005	2,17	2,15	2,34	2,20	2,13

Die Darstellung in Tab. 6.21 zeigt, wie schon beim Abschnitts-Vergleich auf Basis aller beprobten Substrate, dass in der Metric-Gruppe der substratbezogenen Metrics die höchsten Mittelwerte vor allem im degradierten und jungen renaturierten Abschnitt auftreten und in der Gruppe der strömungsbezogenen Metrics sind zwischen den drei Abschnittstypen etwa gleich verteilt. Die weiteren Metricgruppen der Zusammensetzung der Großgruppen und der Diversität reagieren ebenfalls ähnlich wie schon auf Basis aller Substrate. Die höchsten Mittelwerte treten im älteren renaturierten Abschnitt auf. Bei den bewertungsrelevanten Metrics und Ernährungstypen haben sich die höchsten Mittelwerte in Richtung des jungen renaturierten sowie der degradierten Abschnitte verschoben.

U-Test nach Mann-Whitney

Die Tab. 6.22 stellt die Metrics dar, die im Mann-Whitney-U-Test signifikante Unterschiede in ihrer Ausprägung in den für den jeweiligen Einflussfaktor relevanten Abschnittskombinationen (s. Kap. 6.2.2) zeigen. Es wird herausgearbeitet, wie die Metrics in den betrachteten Einflussfaktoren reagieren und welche Metrics sich als Indikatoren für die Einflussfaktoren Renaturierung und Sukzession am besten eignen.

Tab. 6.22: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten für die betrachteten Einflussfaktoren nach Mann-Whitney-U-Test, auf Basis der gemeinsamen Substrate

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;
 = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Metric höher in degradiertem Abschnitt,  = Metricausprägung indifferent,  = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt, * = Metric höher 2005,  = Metric höher 2006)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Substratbezogene Metrics				
% Akal		**	**	*
% Phytal		**		
% Pelal				*
Strömungsbezogene Metrics				
% Hypokrenal	*			**
Index Bioz. Region		*	**	

6 – Makrozoobenthos-Biozönosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
% Limno-Rheophil		*		
% Metarhithral		**		
Rheoindex (HK)		*		
% Epirhithral			***	
% Epipotamal				**
% Indifferent				**
Bewertungsrelevante Metrics				
<i>Trichoptera Taxazahl</i>	*			
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)		*		
Dt. Faunaindex Typ 15/17		**		
Dt. Faunaindex Typ 11/12		**	***	
% <i>Pelal</i>				*
Zusammensetzung Großgruppen				
Trichoptera (Abund.)	*			
Trichoptera Taxazahl	*			
Trichoptera %	*			
EPTCBO	*			
Diptera %	**		***	
Diptera (Abund.)	*			***
OD/Total Taxa			*	*
Diptera Taxazahl				*
Diversitätsmetrics				
Anzahl Gattungen	**		**	
BMWP	*		*	
Anzahl Familien	**		**	
Dt. Saprobienindex neu		***	***	
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)			*	
Summe reagierende Metrics	11 (10*)	10	11	9 (8*)

* ohne Doppelnennungen bei bewertungsrelevanten Metrics

Es wird anhand der Ergebnisse der Mann-Whitney-U-Tests deutlich, dass auch auf der Datenbasis der im degradierten und den renaturierten Abschnitten vorkommenden Substrate zahlreiche Metricreaktionen feststellbar sind.

Renaturierung „alt“

Die Gruppe der substratbezogenen Metrics zeigt keine signifikanten Unterschiede. Aus der Gruppe der eher strömungsbezogenen Metrics reagiert lediglich der Metric % Hypokrenal, jedoch indifferent und zugleich mit einer hohen jährlichen Variabilität. Von den bewertungsrelevanten Metrics ist der Metric Trichoptera Taxazahl signifikant höher im renaturierten Abschnitt ($p < 0,05$) und weist damit auf die verbesserten Habitatbedingungen hin. Über diese Metrics hinaus werden die günstigeren Habitatbedingungen in der Metricgruppe „Zusammensetzung der Großgruppen“ durch folgende weitere Metrics angezeigt: Trichoptera %, Trichoptera (Abund.) und EPTCBO. Somit reagieren weniger Metrics als dies auf Grundlage aller

Substrate der Fall ist. Dennoch lässt sich auch anhand der reagierenden Metrics eine **Verbesserung der typspezifischen Habitatbedingungen** für anspruchsvollere Taxa feststellen.

Die Metrics Diptera (Abund.), Diptera % und Oligochaeta (Abund.) reagieren indifferent, wie schon in Kap. 6.3.5 beschrieben. Unterschiede ergeben sich hier jedoch bei den Diversitätsmetrics. Ähnlich ist zunächst die Reaktion des BMWP, der signifikant höhere Werte im renaturierten Abschnitt ($p < 0,05$) anzeigt. Der neue deutsche Saprobienindex weist in der hier durchgeführten Analyse keine signifikanten Unterschiede auf. Anders als bei der Betrachtung aller Substrate reagieren hier jedoch die Metrics Anzahl Gattungen und Anzahl Familien. Beide sind auf sehr signifikantem Niveau ($p < 0,01$) im renaturierten Abschnitt höher. Es kann auf Datenbasis der gemeinsamen Substrate damit eine **Zunahme der taxonomischen Diversität** ermittelt werden.

Renaturierung „jung“

Die Reaktion der Metrics % Akal und % Phytal entspricht der auf Grundlage aller Substrate (Kap. 6.3.5). Das Signifikanzniveau ist mit $p < 0,01$ etwas geringer. Damit werden ein **Rückgang von Hartsubstraten (Beseitigung von Uferverbau)** und eine **Zunahme der Makrophyten** angezeigt. Von den strömungsbezogenen Metrics reagieren Rheoindex (HK), % Metarthral und % Typ Limno-Rheophil wie schon auf der Datenbasis aller beprobten Substrate. Keine Reaktion zeigen die Metrics % Typ Rheophil und % Typ Rheo-Limnophil. Hinzu kommt hier der Metric Index bioz. Region, der im renaturierten Abschnitt signifikant höher ist ($p < 0,05$). Indiziert werden durch diese Metricreaktionen eine **Reduzierung rhithraler Lebensbedingungen** und die **Förderung eines typspezifischen Fließverhaltens**. Auch bei den bewertungsrelevanten Metrics entspricht die Metricreaktion weitgehend der schon auf Basis aller Substrate ermittelten. Zusätzlich ist der Metric Dt. Faunaindex Typ 15/17 im renaturierten Abschnitt sehr signifikant höher ($p < 0,01$). Es werden somit **verbesserte Bedingungen für den Typ 15**, jedoch eine **Verschlechterung für den Typ 12** indiziert. Die Zusammensetzung der Großgruppen ergibt auf Grundlage der gemeinsamen Substrate für keinen Metric signifikante Unterschiede zwischen den Abschnitten. Der Metric Abundanz der Organismen reagiert im Gegensatz zur Betrachtung aller Substrate nicht. Der neue Dt. Saprobienindex ist auch auf Basis der gemeinsamen Substrate im jungen renaturierten Abschnitt höchst signifikant ($p < 0,001$) höher und deutet eine **Abnahme des Selbstreinigungsvermögens** an.

Sukzession

Von den substratspezifischen Metrics reagiert nur der %Typ Akal, der im älteren renaturierten Abschnitt sehr signifikant höhere Werte aufweist ($p < 0,01$) und die **Zunahme der Akal-Besiedler** andeutet. Zwei der strömungsbezogenen Metrics zeigen signifikante Unterschiede

in ihren Werteausprägungen an. Dabei handelt es sich um den Index Bioz. Region, der im jungen renaturierten Abschnitt höhere Werte aufweist ($p < 0,01$) sowie um den Metric % Epirhithral mit höheren Werten im älteren Abschnitt. Damit reagieren deutlich weniger Metrics als bei der Betrachtung aller Substrate. Dennoch spiegeln sich die z.T. unterschiedlichen hydromorphologischen Bedingungen der Abschnitte v.a. in Bezug auf die Gewässerbreite auch in den beiden reagierenden Metrics wider. Die dadurch indizierte **Zunahme von Rhithral-Besiedlern und Abnahme von Besiedlern des Metapotamals** ist auf die unterschiedliche Maßnahmenumsetzung zurückzuführen.

Von den bewertungsrelevanten Metrics zeigt nur der Deutsche Faunaindex für den Typ 11/12 im älteren renaturierten Abschnitt höhere Werte ($p < 0,001$) an und deutet damit auf eine positive typspezifische Entwicklung im Laufe der Sukzession hin. Eine **Verbesserung der typspezifischen Habitatbedingungen** wird dadurch deutlich. Nur zwei der Metrics aus der Gruppe Zusammensetzung der Großgruppen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den beiden renaturierten Abschnitten an. Die Metrics Diptera % ($p < 0,001$) und OD/Total Taxa ($p < 0,05$) weisen im jüngeren Abschnitt höhere Werte auf. Veränderungen von Metrics der typspezifischen Gruppen (z.B. Trichoptera, EPT-Taxa), wie sie in Kap. 6.3.5 ermittelt wurden, konnten nicht festgestellt werden. Die Metricreaktionen deuten auf eine **Abnahme von Pionierbesiedlern** hin. Im Gegensatz zur Datenanalyse auf der Basis der Betrachtung aller Substrate zeigten hier weitere Diversitätsmetrics statistisch signifikante Unterschiede zwischen den renaturierten Abschnitten an. Neben dem BMWP ($p < 0,05$) nehmen die Anzahl der Gattungen und Familien ($p < 0,01$) im Laufe der Sukzession zu. Der neue Dt. Saprobienindex ist im jungen renaturierten Abschnitt höher als im älteren renaturierten Abschnitt ($p < 0,001$). Die Metricreaktionen indizieren für die zeitliche Entwicklung der renaturierten Abschnitte eine **Zunahme der taxonomischen Diversität und Verbesserung des Selbstreinigungsvermögens**.

Jährliche Variabilität

Metrics, die hohe jährliche Varianzen aufweisen und damit nicht geeignet sind, ökologische Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen zu indizieren, von den weiteren Auswertungen ausgeschlossen. Zur Beurteilung der Richtung der Metricreaktionen wurde auch hier wieder die tatsächlich gemessene Reaktion mit der in Kap. 6.2.2 dargestellten erwarteten Reaktion verglichen. Die Richtung der Reaktionen der einzelnen Metrics auf die Einflussfaktoren ist zusammenfassend in Tab. 6.23 dargestellt. Es sind neben den Wertezu- und -abnahmen neutrale Reaktionen markiert, die entgegengesetzte Wirkungen in den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession anzeigen.

Tab. 6.23: Entwicklung der Metricausprägungen des Makrozoobenthos bezogen auf die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate

(+ Wert-Zunahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, - Wert-Abnahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, □ = nicht erwartete Reaktion, ■ neutrale Reaktion)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Substratbezogene Metrics			
% Akal		-	+
% Phytal		+	
Strömungsbezogene Metrics			
Index Bioz. Region		+	-
% Limno-Rheophil		-	
% Metarhithral		-	
Rheoindex (HK)		-	
% Epirhithral			+
Bewertungsrelevante Metrics			
Trichoptera Taxazahl	+		
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)		+	
Dt. Faunaindex Typ 15/17		+	
Dt. Faunaindex Typ 11/12		-	+
Zusammensetzung Großgruppen			
Trichoptera (Abund.)	+		
Trichoptera Taxazahl	+		
Trichoptera %	+		
EPTCBO	+		
Diptera %			-
OD/Total Taxa			-
Diversitätsmetrics			
Anzahl Gattungen	+		+
BMWP	+		+
Anzahl Familien	+		+
Dt. Saprobienindex neu		+	-
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)			+

Nicht erwartete Reaktionen sind in Tab. 6.23 gesondert dargestellt. Anhand der dargestellten Ergebnisse lassen sich mehrere positive Wirkungen der Renaturierungsmaßnahmen auf einzelne Metrics ablesen. Darüber hinaus geben negative, nicht erwartete Metricreaktionen Hinweise auf verbleibende Defizite, anhand derer Optimierungen der umgesetzten Maßnahmen abgeleitet werden können. Zur Beurteilung, ob bzw. in welchem Ausmaß weitere Einflussfaktoren für die negative Metricentwicklung verantwortlich sind, wäre eine Stressorenanalyse mit weiteren abiotischen Daten erforderlich.

Ökologische Wirksamkeit

Für den Einflussfaktor Renaturierung „alt“ können ausschließlich positive Reaktionen beobachtet werden, während bei der Renaturierung „jung“ fünf, bei der Sukzession drei Metrics nicht der erwarteten Reaktion entsprechen (Tab. 6.24). Zudem sind für fünf Metrics eher neutrale Reaktionen festzustellen, die die Störungen unmittelbar nach der baulichen Herstellung anzeigen (TULLOS et al. 2009). Im Vergleich zu Kap. 6.3.5, in dem die Analysen auf Basis aller Substrate durchgeführt wurden, reagieren hier weniger Metrics. Es wird aber deutlich, dass vor allem für die betrachteten Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und Sukzession ebenfalls überwiegend positive Reaktionen der Metrics auftreten. Im Einflussfaktor Renaturierung „alt“ reagieren neben Metrics der Großgruppen mit der Anzahl der Familien und Gattungen im Vergleich zur Analyse aus Kap. 6.3.5 auch echte Diversitätsmetrics. Diese reagieren auch bei der Sukzession, die in zwei strömungsbezogenen Metrics auch negative Wirkungen durch die unterschiedlichen Maßnahmenumsetzungen (wie in Kap. 6.3.5) bestätigt. Der Einflussfaktor Renaturierung „jung“ zeigt positive Wirkungen der Maßnahmen u.a. auf strömungsbezogene und bewertungsrelevante Metrics an.

Tab. 6.24: Übersicht über die Anzahl der reagierenden Metrics des Makrozoobenthos und die Bewertung der Reaktion bezogen auf die Einflussfaktoren (Basis: gemeinsame Substrate)

Metric-Gruppe	Reaktion:	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
		positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
Diversitäts-Metrics		3	0	0	1	5	0
Großgruppen-Metrics		4	0	0	0	1	1
Bewertungsrelevante Metrics		1	0	2	1	1	0
Strömungsbezogene Metrics		0	0	2	2	0	2
Substratbezogene Metrics		0	0	1	1	1	0
Summe Metricreaktionen		8	0	5	5	8	3
ohne „neutrale“ Reaktionen		n.r.	n.r.	4	1	5	2

Die ökologische Wirksamkeit der betrachteten Renaturierungsmaßnahmen in Bezug auf die Reaktion der Metrics ist auch auf der Grundlage der gemeinsam vorkommenden Substrate deutlich erkennbar. Von den 46 näher untersuchten Metrics zeigen 27 statistisch signifikante Unterschiede bei den betrachteten Einflussfaktoren. Nach Abzug der Metrics, die eine hohe jährliche Variabilität aufweisen, verbleiben 21 Metrics, die auf die Renaturierungsmaßnahmen reagieren. Fünf weitere Metrics zeigen neutrale Reaktionen, so dass anhand von 16 verbleibenden Metrics eine Unterscheidung der ökologischen Wirkungen zwischen den drei betrachteten Einflussfaktoren möglich ist.

Ermittlung von Indikatormetrics für die Einflussfaktoren

Das Vorgehen zur Ermittlung der Indikatormetrics ist in Kap. 6.2.2 dargestellt. In der nachfolgenden Tab. 6.25 sind die Metrics hinsichtlich ihrer Eignung als mögliche Indikatoren für die untersuchten Einflussfaktoren eingestuft. Zur Auswahl möglicher „Kandidatenmetrics“ für die Einflussfaktoren wurden solche Metrics mit mittlerer bis sehr hoher Eignung mit den Signifikanz-Niveaus verschnitten. Aus den Metrics mit „höchst signifikanten“ ($p \leq 0,001$) und „sehr signifikanten“ ($p \leq 0,01$) Reaktionen lassen sich Kandidatenmetrics der 1. Priorität ableiten. Solche mit „signifikanter“ ($p \leq 0,05$) Reaktion bilden die Gruppe von Kandidatenmetrics der 2. Priorität. Metrics mit nur geringer Eignung fallen damit aus der weiteren Betrachtung heraus. Daraus ergibt sich nachfolgende Aufstellung:

Tab. 6.25: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos für die Einflussfaktoren auf Basis der gemeinsamen Substrate

(fett = auf Basis aller Substrate ebenfalls ermittelt)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität	Anzahl Gattungen	% Phytal	Anzahl Gattungen
	Anzahl Familien	Dt. Faunaindex Typ 15/17	Anzahl Familien
			% Epirithral
Anzahl:	2	2	3
2. Priorität	Trichoptera Taxazahl	Rheoindex (HK)	BMWP
	Trichoptera (Abund.)	Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)
	Trichoptera %		
	EPTCBO		
	BMWP		
Anzahl:	5	2	2
Summe:	7	4	5

Fazit

Für den Einflussfaktor Renaturierung „alt“ konnten zwei Kandidatenmetrics der 1. Priorität und fünf weitere der 2. Priorität ermittelt werden. Diese fünf Metrics wurden bereits auf Basis aller Substrate (Kap. 6.3.5) abgeleitet. Im Gegensatz dazu sind für den Einflussfaktor Renaturierung „jung“ insgesamt vier und für die Sukzession fünf Metrics als mögliche Indikatoren ermittelt worden. Bei künftigen weiteren Untersuchungen dieser Niersabschnitte, weiterer Maßnahmen im Nierseinzugsgebiet und in anderen Tieflandeinzugsgebieten können diese potenziellen Indikatormetrics herangezogen werden, um die ökologische Wirksamkeit zu untersuchen und deren Aussagekraft zu überprüfen.

6.4 Diskussion

6.4.1 Ökologische Wirksamkeit

Zu beantworten sind in diesem Kapitel die Fragen, ob die Renaturierungsmaßnahmen an der Niers zu einer Zunahme der Diversität und der sensitiven Taxa geführt und ob sich mehrere Metrics und Taxa signifikant in Richtung typspezifischer Ausprägungen entwickelt haben.

Auf Grundlage der ermittelten Ergebnisse wurden Aussagen zur ökologischen Wirksamkeit der Maßnahmen für das Makrozoobenthos abgeleitet. Unter der ökologischen Wirksamkeit werden hier positive Wirkungen auf das Makrozoobenthos verstanden, die Entwicklungen in Richtung typspezifischer Ausprägungen erkennen lassen. Untersucht wurde die ökologische Wirksamkeit auf der Ebene der Zustandsbewertung sowie der Ebene einzelner Taxa und Metrics. Zur Ermittlung ihres Ausmaßes und ihrer Qualität sind die Anzahl und die Signifikanz von Taxa- und Metricreaktionen herangezogen worden. Eine Bewertung erfolgte im Abgleich mit dem degradierten Zustand.

Die Einschätzung und Bewertung der ökologischen Wirksamkeit ist wichtig für die Beurteilung der Effektivität von Renaturierungsmaßnahmen, den daraus zu ziehenden Erkenntnisgewinn und die dadurch mögliche Optimierung künftiger Maßnahmenplanungen und –umsetzungen (MUOTKA et al. 2002, ALEXANDER, ALLAN 2007, WOOLSEY et al. 2007, HERING et al. 2011). In der vorliegenden Untersuchung an der Niers wurden Ausmaß und Qualität der Maßnahmenwirkungen anhand der Anzahl und Richtung der Taxa- und Metricreaktionen ermittelt. Nach UBA (2008) werden hydromorphologische Einzelmaßnahmen als effektiv bezeichnet, wenn sie die Habitatverhältnisse für die biologischen Qualitätskomponenten im Bereich der Maßnahmen so verbessern, dass sie die Erreichung des Bewirtschaftungsziels (guter ökologischer Zustand/Potenzial) unterstützen und somit unter Nutzung der lokalen Möglichkeiten einen „Schritt in die richtige Richtung“ darstellen.

Ebene Makrozoobenthos-Biozönosen der Gewässerabschnitte

Dass naturnähere Habitatbedingungen durch die hier untersuchten Maßnahmen an der Niers etabliert wurden, konnte in Kap. 5 gezeigt werden. Diese sind am deutlichsten auf der Makro- und Mesoebene, weniger deutlich auf der Mikroebene (s. Kap. 5.3, 5.4). Da mikroskalige Faktoren wie die Substratzusammensetzung, die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe direkt auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos und damit auf die Biodiversität einwirken (PARDO, ARMITAGE 1997, SANDERSON et al. 2005, BEAUGER et al. 2006), sind auch Wirkungen auf das Makrozoobenthos feststellbar. In den renaturierten Abschnitten haben sich die Substratanteile zugunsten höherer Anteile hochwertiger (Kies, Grobkies) und organischer Substrate (Detritus, Holz, Makrophyten) verschoben. Die Habitatvielfalt aus Substrat,

Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit hat sich auch deutlich erhöht. Viele der Taxa des Makrozoobenthos zeigen Bevorzugungen für bestimmte Substrate (BEISEL et al. 2000, JOHNSON et al. 2003, HARRISON et al. 2004) und reagieren daher auch auf Veränderungen von Substratanteilen und der Substratzusammensetzung. Auch mesoskalige Faktoren, wie das Aufkommen von Ufergehölzen mit ihren zahlreichen ökologischen Funktionen, stellen einen bedeutsamen Einflussfaktor für die Besiedlung dar (BRIES, GEE 2004). Ufergehölzsäume wirken u.a. über ihren Einfluss auf die Habitatstruktur im Gewässer (MUOTKA, SYRJÄNEN 2007) und über die Wassertemperaturen auf die Besiedlung ein (SPONSELLER et al. 2001).

Positive Reaktionen konnten im Hinblick auf die (summierten) absoluten Taxazahlen und Abundanzen in den renaturierten Abschnitten ermittelt werden. Hier ist zu beachten, dass die Anzahl der Einzelproben teilweise zu diesem Ergebnis beiträgt, da durch die zusätzlich auftretenden Substrate in den renaturierten Abschnitten auch mehr Einzelproben entnommen wurden. Der positive Einfluss der Renaturierung auf die Taxazahl zeigt sich jedoch auch in der durchschnittlichen Taxazahl pro Einzelprobe, die in den renaturierten Abschnitten etwas höher liegt als in den degradierten. Auch die Anzahl der Gattungen und Familien steigt in den renaturierten Abschnitten tendenziell an. Lorenz et al. (2009) stellen an zwei Tieflandgewässern ebenfalls eine Zunahme der Taxa-, Gattungs- und Familien-Anzahl in renaturierten Abschnitten fest. Durch die zusätzlichen Substrate und die vielfältigeren Habitatverhältnisse treten auch weitere Taxa im Artenpool auf. Für den Anstieg der Taxazahlen spielen die Quantität und die räumliche Verteilung der Substrate eine Rolle, nicht nur das Vorkommen eines bestimmten Substrats (BEISEL et al. 2000, BOYERO 2003, LORENZ et al. 2009). Daher ist auch bei einer Betrachtung ausschließlich der gemeinsam in renaturierten und degradierten Abschnitten vorkommenden Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm ein Anstieg der Taxazahlen im älteren renaturierten Abschnitt feststellbar. Im jungen renaturierten Abschnitt unterscheidet sich die Taxazahl in den gemeinsamen Substraten dagegen (noch) nicht von denen im degradierten Abschnitt. Hier läuft die Wiederbesiedlung zum Zeitpunkt der Untersuchungen erst seit etwa 10 Monaten. Zusätzliche Taxa treten hier jedoch in Verbindung mit den hinzukommenden höherwertigen Substraten auf (Kap. 7; LORENZ et al. 2009).

Die ökologische Zustandsbewertung (mit ASTERICS 2008) spiegelt die dargestellten hydro-morphologischen Unterschiede auf der Makro-, Meso- und Mikroebene nur in Ansätzen wider. Bezogen auf den Gewässertyp 12 und das Bewertungsmodul der allgemeinen Degradation erreicht der ältere renaturierte Abschnitt den guten Zustand, die übrigen renaturierten und degradierten Abschnitte (bzw. Zeitschnitte) werden mit mäßig bewertet. Der deutsche Faunaindex zeigt keine Reaktion auf die umgesetzten Maßnahmen und erreicht nur mäßige bis unbefriedigende Bewertungen (LORENZ, JANUSCHKE 2011).

Ursache für die Nicht-Reaktion des deutschen Faunaindex können fehlende Besiedlungspotenziale in angrenzenden Gewässerstrecken, eine zu geringe Zeitdauer seit Maßnahmenumsetzung sowie zu geringe Ausdehnung und Umfang der Maßnahmen sein (PRETTY et al. 2003, BOND, LAKE 2003, SOMMERHÄUSER, HURCK 2008, JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009 b, PALMER et al. 2010, LORENZ, JANUSCHKE 2011, JÄHNIG et al. 2011 b, c). Angesichts einer hohen Anzahl von Störzeigern sowohl in degradierten als auch in renaturierten Abschnitten (Tab. 6.2), die die zahlreichen Belastungen im Nierseinzugsgebiet widerspiegeln (MUNLV 2005a), erscheint v.a. das stark defizitäre Grundarteninventar der Niers und damit die geringen Besiedlungspotenziale (LORENZ, JANUSCHKE 2011) ausschlaggebend zu sein. Da die Gütezeiger des Faunaindex auch durch weitere Stressoren beeinflusst werden, nimmt der Faunaindex auch bei anderen Belastungsarten ab, v.a. bei saprobieller Belastung (MEIER et al. 2006 a), wie sie im Mittellauf oberhalb der untersuchten Abschnitte festzustellen ist.

In zahlreichen weiteren Studien konnten nur sehr geringe bis keine Veränderungen der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften infolge von Renaturierungsmaßnahmen festgestellt werden (PRETTY et al. 2003, HARRISON et al. 2004, LEPORI et al. 2005, RONI et al. 2006, JANSSON et al. 2007, JÄHNIG 2007, SUNDERMANN et al. 2009, JANUSCHKE 2011, ANTONS 2011). Als Ursache kann zum einen der bestehende Einfluss einer überformten Hydromorphologie und Besiedlung oberhalb gelegener Gewässerstrecken bis in Entfernungen von mehreren Kilometern (WAGNER, ARLE 2008, KAIL 2009, SUNDERMANN et al. 2011) angeführt werden. Zum anderen sind zahlreiche großskalige Einflussfaktoren in den Einzugsgebieten bekannt, die deutliche Einflüsse auf die aquatische Besiedlung haben (PALMER, BERNHARDT 2011). Dazu gehören in erster Linie stoffliche Einflüsse (z.B. organische Belastungen, Eutrophierung, Pflanzenschutzmittel), hydrologische Veränderungen und hydraulische Belastungen, Veränderungen chemisch-physikalischer Kenngrößen (z.B. Leitfähigkeit, Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse, pH-Wert), Feinsedimenteinträge und die Anteile der verschiedenen Flächennutzungen (ROY et al. 2003, WEIGEL et al. 2003, HERING et al. 2006, JOHNSON et al. 2007, MARTEL et al. 2007, PALMER et al. 2010, MILLER et al. 2010). Viele dieser Belastungen sind auch an der Niers nachweisbar (Kap. 3, Kap. 9). Nach LANUV (2011) werden solche nachteiligen abiotischen und biotischen Wirkungen als „negative Fern- und Nachbarschaftswirkungen“ zusammengefasst. Die aus den genannten Einflüssen resultierenden Belastungen können hierarchisch geordnet werden, da einige von diesen die ökosystemaren Eigenschaften grundlegend ändern (BRUNKE, LIETZ 2011). Die Belastungen wirken nach POFF (1997, in BRUNKE, LIETZ 2011) wie Filter, die die Biodiversität limitieren. Stark degradierte Gewässersysteme wie die Niers sind so einer Serie von Belastungsfiltern ausgesetzt.

Vor allem die Saprobie und Eutrophierung stehen hierarchisch oben und reduzieren den regionalen Artenpool am stärksten (BRUNKE, LIETZ 2011).

Verantwortlich für den hier einmalig auftretenden guten Zustand in der älteren Renaturierung (Typ 12) sind eine gute Einstufung der EPT-Taxa (% HK) bzw. sehr gute Bewertung der Zahl der Trichoptera-Taxa, die auch in den weiteren renaturierten Abschnitten (bzw. Zeitschnitten) durchweg sehr gut und damit um ein bis zwei Klassen besser sind als in den degradierten Abschnitten (Tab. 6.3). Nach MEIER et al. (2006 b) und MEIER (2008) indiziert die Zahl der Trichoptera neben Siedlungs- und Waldanteilen im Einzugsgebiet vor allem die Strukturvielfalt (auch im Uferbereich) und Substratdiversität im Gewässer. Die hier ermittelten durchweg sehr hohen Werte für die renaturierten Abschnitte zeigen damit deutliche Verbesserungen dieser Bedingungen an. Für die EPT Taxa % (HK), die neben der Strukturvielfalt und Ungestörtheit der Teilhabitate v.a. durch Uferstrukturen und Längsbänke positiv beeinflusst werden (MEIER 2006 b, MEIER 2008), gilt dies nur für den Einflussfaktor der älteren Renaturierung.

Wird die Bewertung der allgemeinen Degradation auf den Gewässertyp 15 bezogen, so ist diese im Vergleich zum Typ 12 mit mäßig in den renaturierten und unbefriedigend in degradierten Abschnitten eine Stufe schlechter. Auch hier reagiert der Faunaindex nicht (Tab. 6.4) und sowohl die EPT Taxa % (HK) als auch die Anzahl der Trichoptera-Taxa zeigen eine um ein bis zwei Stufen bessere Bewertung in den renaturierten Abschnitten. Die EPT-Taxa liegen jedoch auf unbefriedigendem Niveau, während die Anzahl der Trichoptera auch hier mit sehr gut bewertet wird. Auf den Gewässertyp 15 bezogen führen beide umgesetzten Maßnahmen an der Niers somit zu einer um eine Stufe besseren Bewertung. Die starke Überprägung vom organisch geprägten, langsam fließenden in Richtung eines kies- und sandgeprägten, schnell fließenden Tieflandgewässers wird indirekt auch durch die höhere Anzahl von Störzeigern des Typs 12 angezeigt (Tab. 6.2). Die festgestellten Unterschiede in der Bewertung der allgemeinen Degradation für die Gewässertypen 12 und 15, in der Reaktion der Güte- und Störzeiger auf die Renaturierung sowie deren Vorkommen im Einzugsgebiet (s. Kap. 9) deuten auf einen Anpassungsbedarf der Bewertung hin.

Durch die vorhandenen unterschiedlichen Belastungen im Einzugsgebiet der Niers ist der Nachweis von positiven ökologischen Veränderungen durch Renaturierungsmaßnahmen in solchen, als „heavily modified waterbodies“ (HMWB) eingestuften Gewässern besonders schwierig. Nach LESTER et al. (2007) kann beispielsweise intensive Landnutzung die ökologische Wirkung von Maßnahmen überdecken. Demnach sind geringe Erfolge zu erwarten, wenn großskalige Störungen im Einzugsgebiet bestehen (CLARKE et al. 2003, LAKE 2007, MILLER et al. 2010).

Vor diesem Hintergrund wurde als weitere Messgröße die Anzahl positiver Fließgewässertaxa in den betrachteten Abschnitten untersucht. Dieser „Index“ reagiert gut auf die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen. Er definiert auf Basis vorliegender Literaturdaten für Fließgewässer charakteristische positive Taxa und ist weniger gewässertypspezifisch

ausgerichtet. Wegen der starken Überprägung des Typs 12 in Richtung des Typs 15 berücksichtigt er u.a. Gütezeiger für den Typ 12 und den Typ 15. Da über 50 % der nachgewiesenen Taxa in positive bzw. negative Fließgewässertaxa eingestuft werden können, werden Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen besser abgebildet. Die Anzahl positiver Fließgewässertaxa nimmt in den renaturierten Abschnitten deutlich zu (um bis zu 100 %). Das Verhältnis positiver zu negativen Fließgewässertaxa ist in der älteren Renaturierung bereits positiv, im degradierten Abschnitt und jungen renaturierten Abschnitt noch negativ. Für degradierte Tieflandgewässer könnte dieser Index zur Bewertung und Darstellung des Erfolgs von Renaturierungsmaßnahmen herangezogen werden.

Anhand der Dominanzidentität werden sehr hohe Ähnlichkeiten der dominierenden Taxa zwischen der älteren Renaturierung und dem degradierten Abschnitt deutlich (61 % bis 80 %). Unter den häufigsten Taxa befinden sich zahlreiche Ubiquisten bzw. wenig anspruchsvolle Taxa, die die bestehenden Belastungen im Einzugsgebiet widerspiegeln. Dazu gehören z.B. die Wasserqualität, Feinsedimenteintrag und das Wiederbesiedlungspotenzial. Durch die begrenzte Längenausdehnung der Renaturierungsmaßnahmen können diese Einflussfaktoren nicht positiv beeinflusst werden. Dafür wären begleitende Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität im ganzen Einzugsgebiet notwendig, wie z.B. durchgehende, mit Gehölzen bestandene Gewässerrandstreifen (HERING et al. 2011), die die Funktion als Puffer für Einflüsse aus Umfeldnutzungen erfüllen (SPONSELLER et al. 2001, PALMER et al. 2010, Feld 2012, FELD, VERDONSCROT 2012, DAHM et al. 2013a). Feld und Verdonschot (2012) konnten zeigen, dass im Tiefland im Vergleich zum Mittelgebirge nur schwache Korrelationen im Grad der Beeinflussung der Lebensgemeinschaften durch die gewässernahe Landnutzung festzustellen sind. Vielmehr scheint hier das gesamte Einzugsgebiet auf die Biozönosen einzuwirken.

Möglicherweise besiedeln die dominanten Taxa auch die hochwertigen und zusätzlich auftretenden Substrate sehr schnell, so dass diese für anspruchsvollere Taxa „belegt“ sind und damit keine größeren Unterschiede zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten auftreten (JÄHNIG 2007). Der junge renaturierte Abschnitt weist größere Unterschiede zu den weiteren Abschnitten auf und zeigt das frühe Sukzessionsstadium mit Pionierbesiedlern an. Die Artidentität berücksichtigt das Vorkommen von Arten ohne ihre Häufigkeit und weist geringere Ähnlichkeiten auf. Es lässt damit auf zusätzlich auftretende Taxa in den renaturierten Abschnitten schließen.

Ebene einzelner Taxa und Metrics

Für eine Identifizierung weiterer ökologischer Wirkungen auf das Makrozoobenthos wurden sehr detaillierte Analysen zahlreicher Taxa und Metrics auf der Datengrundlage substratspe-

zifischer Einzelproben durchgeführt. Ziel war darüber hinaus die Ableitung möglicher Indikatoren, die auch geringfügige Verbesserungen durch die Renaturierungsmaßnahmen anzeigen und damit geeignet sind, Teilerfolge darzustellen und zu dokumentieren. Durch deren Reaktionen können zudem weitere Erkenntnisse zu Art und Ausmaß ökologischer Maßnahmenwirkungen gewonnen werden (MUOTKA et al. 2002, TULLOS et al. 2009, MATTHEWS et al. 2010, HERING et al. 2011). Die hier erstellte detaillierte Datengrundlage (vgl. Kap. 4, Kap. 6.2) ermöglichte auch die Differenzierung der Wirkungen nach den Einflussfaktoren Renaturierung alt, Renaturierung jung und Sukzession. Die z.T. hohe jährliche Variabilität in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos (MATTHEWS et al. 2010) wurde bei den Analysen berücksichtigt, Taxa und Metrics mit hoher jährlicher Variabilität wurden ausgeschlossen (s. Kap. 6.2.1).

Zur Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit wurden für die Metrics vorab erwartete Reaktionen definiert. Ausgangspunkt für erwartete positive Reaktionen bei einzelnen Metrics sind Erkenntnisse darüber, dass die Struktur der Makrozoobenthosbiozönosen von der Substratdiversität, räumlichen Anordnung von patches und weiteren lokalen Faktoren beeinflusst wird (WOOD, ARMITAGE 1997, BEISEL et al. 2000). Eine Veränderung der Substratanteile und größere Anzahl von Substraten könnte sich somit auf die Anzahl der Taxa auswirken (BOYERO 2003, BEAUGER et al. 2006), aber auch auf deren Häufigkeiten, da mehrere Taxa Substratpräferenzen aufweisen (JOHNSON et al. 2003, HARRISON et al. 2004, vgl. Kap. 7). Die erwarteten positiven Reaktionen bei den Häufigkeiten einzelner Taxa waren auf etwa 5 % der erfassten Taxa beschränkt. Der Einflussfaktor Renaturierung alt zeigt nur eine positive Reaktion in Form einer signifikanten ($p < 0,05$) Zunahme der Häufigkeiten bei *Psychomyia pusilla*. Die Art ist häufig in Kiessubstraten (vgl. Kap. 7) und zeigt den höheren Kiesanteil an.

Der Einflussfaktor der jungen Renaturierung bestätigt in Teilen die Feststellung von TULLOS et al. (2009), dass durch bauliche Maßnahmen zur Laufverlagerung Störungen für die aquatischen Biozönosen verursacht werden, durch die tolerante Arten gefördert werden. Sie stellen in Bezug auf Nahrungsgrundlagen und Habitatstabilität einen Filter dar, so dass Taxa mit schneller Reproduktion, Wachstum und unspezifischen Habitatpräferenzen dominieren. Hier sind vor allem *Chironomus thummi*-Grp. ($p < 0,05$), *Chironomus obtusidens*-Grp. ($p < 0,05$), *Procladius olivacea* ($p < 0,01$), *Hydropsyche contubernalis* ($p < 0,001$) und *Gammarus roeseli* ($p < 0,01$) als Pionierbesiedler mit deutlicher Häufigkeitszunahme zu nennen.

Für den Einflussfaktor Sukzession sind neben der Abnahme der o.g. Pionierbesiedler positive Reaktionen bei *Baetis vernus* ($p < 0,01$), *Heptagenia sulphurea* ($p < 0,01$), *Psychomyia pusilla* ($p < 0,001$) und *Proasellus coxalis* ($p < 0,001$) ermittelt worden. *Baetis vernus* kann als Zeiger für den höheren Anteil von Makrophyten herangezogen werden, während *Heptagenia sulphurea* wie auch *Psychomyia pusilla* auf den gestiegenen Kiesanteil hindeuten.

Die insgesamt sehr geringen Taxareaktionen, die großen Ähnlichkeiten der Biozönosen zwischen degradiertem Abschnitt und renaturierten Abschnitten und die wenigen positiv reagierenden Taxa bestätigen die beschriebenen Einflüsse aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet. Sie haben daher insgesamt eine eher geringe Aussagekraft zur Wirksamkeit der Maßnahmen. Die sehr geringen Veränderungen auf Taxaebene im Einflussfaktor Renaturierung „alt“ deutet auch auf eine Angleichung der Besiedlung an die oberhalb gelegenen degradierten Strecken hin. Die Aussagen gelten sowohl auf Basis der Daten aller Substrate als auch auf Grundlage nur der gemeinsam vorkommenden Substrate.

Deutlicher als einzelne Taxa reagieren zahlreiche Metrics auf die Renaturierungsmaßnahmen. Es sind positive Reaktionen in allen Metricgruppen mit Schwerpunkt auf den strömungsbezogenen Metrics, der Zusammensetzung der Großgruppen sowie bewertungsrelevanten Metrics zu verzeichnen. Diese Metrics beschreiben funktionale Eigenschaften, die Zusammensetzung und Abundanz sowie die Vielfalt und Diversität der Lebensgemeinschaften (MEIER 2008). Der Einflussfaktor **Renaturierung „alt“** zeigt 13 Metrics, die auf Basis aller Substrate im Mann-Whitney-U-Test signifikant positiv reagieren. Von den positiv reagierenden Metrics gehören sechs den Großgruppen-Metrics und weitere sechs den strömungsbezogenen und bewertungsrelevanten Metrics an. Diese Metrics sind:

% Metapotamal ($p < 0,05$)	Potamon-Typie-Index ($p < 0,01$),
% Indifferent ($p < 0,05$),	Trichoptera Taxazahl ($p < 0,05$) ,
Trichoptera (Abund.) ($p < 0,05$)	Trichoptera % ($p < 0,05$) ,
EPT Taxa % (HK) ($p < 0,05$),	EPT Taxazahl ($p < 0,01$),
Dt. Faunaindex Typ 15 (HK) ($p < 0,05$),	EPTCBO ($p < 0,05$) ,
Ephemeroptera (Abund.) ($p < 0,05$),	BMWP ($p < 0,05$) ,
Dt. Saprobienindex neu ($p < 0,05$)	

Die fett markierten Metrics zeigen auch auf Grundlage des Vergleichs der gemeinsamen Substrate signifikante Reaktionen. Zusätzlich reagieren dort die Anzahl der Familien und Anzahl der Gattungen. Durch die Reaktion dieser Metrics 5 bzw. 6 Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen werden Wirkungen angezeigt wie die Verringerung des Potamalisierungsgrades, Verbesserungen der typspezifischen Habitatbedingungen, eine Verbesserung des Selbstreinigungsvermögens und die Zunahme der Diversität der Lebensgemeinschaft.

Damit sind eindeutig positiv zu bewertende ökologische Wirkungen durch die Renaturierungsmaßnahmen erreicht bzw. angestoßen worden. Negative Entwicklungen bzw. Zustände lassen sich aus den Metrics des Makrozoobenthos für den Einflussfaktor Renaturierung „alt“ im Gegensatz zu den hydromorphologischen Metrics (s. Kap. 5.4) nicht ableiten.

Die Metrics Trichoptera Taxazahl und EPT Taxa % (HK) zeigten schon bei Bewertung des ökologischen Zustands der Gesamtbiozönosen positive Reaktionen (s. Kap. 6.3.1). Sie reagieren v.a. auf Verbesserung der Substratdiversität und Strukturvielfalt auch der Ufer (Meier et al. 2006 b). Da die Substratdiversität in den renaturierten Niersabschnitten noch nicht signifikant angestiegen ist (s. Kap. 5.3), wird hier durch die positive Reaktion die Bedeutung der Strukturvielfalt der Uferbereiche, der höheren Anteile organischer und hochwertiger Substrate sowie der höheren Habitatvielfalt für die Besiedlung angezeigt. Für eine konkrete Bewertung der einzelnen Metrierausprägungen fehlen typspezifische Angaben für viele Metrics. Die vorliegenden Angaben für die Core Metrics der einzelnen Gewässertypen (z.B. für Trichoptera Taxazahl, EPT Taxa % (HK)) gelten für die ökologische Zustandsbewertung nach PERLODES/ASTERICS (MEIER et al. 2006 a, ASTERICS 2008) und sind nicht direkt auf die hier vorgenommene Auswertung übertragbar.

Der Einflussfaktor **Renaturierung „jung“** ist durch sieben signifikant positive Metricreaktionen im Mann-Whitney-U-Test gekennzeichnet, von denen vier zu den strömungsbezogenen Metrics gehören. Acht Metrics aus verschiedenen Metricgruppen reagieren signifikant negativ. Positiv in Richtung typspezifischer Ausprägungen reagieren:

% Phytal (p<0,001)

% Rheophil (p<0,05)

Rheoindex (HK) (p<0,01)

Abundanz (p<0,05)

% Rheo-Limnophil (p<0,01)

Dt. Faunaindex 15/17 (HK) (p<0,05)

Bivalvia % (p<0,05)

Die fett markierten Metrics zeigen auch auf Grundlage des Vergleichs der gemeinsamen Substrate signifikante Reaktionen. Zusätzlich reagieren dort der Dt. Faunaindex 15/17 und 11/12, % Akal, Index bioz. Region und Dt. Saprobienindex neu.

Anhand der Reaktionen der Metrics etwa 10 Monate nach der Umsetzung der Maßnahmen lassen sich Wirkungen ablesen, wie den Rückgang der Hartsubstrate bzw. des Uferverbaus, die Zunahme der Pflanzenbesiedler und Abundanzen, Verbesserungen des typspezifischen Fließverhaltens und der Habitatbedingungen und eine Zunahme der Pionierbesiedler.

Es handelt sich dabei überwiegend um positive ökologische Verbesserungen, die durch die Renaturierung erreicht wurden. Durch die im Vergleich zur älteren Renaturierung größere Gewässerbreite verschiebt sich die Ausprägung der Anteile der Längszonierung leicht in Richtung des Epipotamals. Auch der Rückgang des Anteils rheophiler Besiedler geht auf die größere Gewässerbreite und die geringere Einschnittstiefe zurück. Mittelfristig ermöglichen diese hydromorphologischen Bedingungen eine deutliche typspezifische Zunahme der Makrophytenbestände, die bereits durch die Zunahme der Pflanzenbesiedler angedeutet wird. Charakteristisch für die frühe Phase nach der Maßnahmenumsetzung sind hohe Anteile von

Pionierbesiedlern, die besonders mobil und anpassungsfähig sind (vgl. SOMMERHÄUSER, HURCK 2008). Viele dieser Pioniere gehören der Gruppe der Dipteren an. Im Laufe der weiteren Entwicklung wird sich deren Anteil wieder reduzieren und die Biozönose stabilisieren. Erste anspruchsvollere Arten werden auftreten, wie dieses in der älteren Renaturierung bereits der Fall ist. Als negative Wirkungen können die Verringerung des Selbstreinigungsvermögens (signifikante Zunahme des Dt. Saprobienindex neu) und der Rückgang des Dt. Faunaindex für den Typ 11/12 benannt werden. Diese sind auf die noch nicht abgeschlossene Besiedlung und die starke Sedimentumlagerung zurückzuführen, die eher Bedingungen des Typs 15 schaffen. Der Einflussfaktor **Sukzession** elf signifikant positive und acht signifikant negative Metricreaktionen an. Während die positiv reagierenden Metrics v.a. den Großgruppen-Metrics angehören, sind fünf negative Reaktionen bei den strömungsbezogenen Metrics aufgetreten. Positiv in Richtung typspezifischer Ausprägungen reagieren:

% Akal (p<0,001)	Dt. Faunaindex 11/12 (p<0,001)
EPT Taxa % (HK) (p<0.05)	EPT/Diptera (p<0,01)
EPT Taxazahl (p<0,05)	Crustacea Taxazahl (p<0,01)
Diptera % (p<0,001)	% Metapotamal (p<0,001)
Dt. Saprobienindex neu (p<0,001)	% Epirhithral (p<0,001)
% Metarhithral (p<0,001)	

Die fett markierten Metrics zeigen auch auf Grundlage des Vergleichs der gemeinsamen Substrate signifikante Reaktionen. Zusätzlich reagieren dort die Anzahl der Familien und Gattungen, der BMWP und der Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa). Der Vergleich der beiden Renaturierungen, die zum Untersuchungszeitpunkt zehn Monate und 5 bzw. 6 Jahre alt sind, zeigt durch die positiven Metricreaktionen ökologische Wirkungen wie die Zunahme der Akal- und Rhithralbesiedler, die Zunahme der Diversität, die Verbesserung der typspezifischen Lebensbedingungen für den Typ 12 und des Selbstreinigungsvermögens sowie eine Abnahme der Metapotamal- und der Pionierbesiedler.

Auch für den Einflussfaktor der Sukzession sind somit anhand der Metrics positive ökologische Wirkungen auf das Makrozoobenthos aufgezeigt worden. Es sind aber auch negative Entwicklungen feststellbar, die nicht den vorher definierten erwarteten Reaktionen entsprechen. Diese sind überwiegend der Gruppe der strömungsbezogenen Metrics zuzuordnen und beruhen auf der geringeren Gewässerbreite und höheren Einschnittstiefe in der älteren Renaturierung (vgl. Kap. 5.3, 5.4), sind also auf die unterschiedliche bauliche Umsetzung der beiden Maßnahmen zurückzuführen. Es wird deutlich, dass anhand des Vergleichs der Metricreaktionen der verschiedenen Einflussfaktoren Hinweise auf mögliche Verbesse-

rungsmaßnahmen abgeleitet werden können. Das gilt insbesondere für strömungs- und substratbezogene Metrics, die die baulichen Veränderungen durch die Maßnahmen unmittelbar widerspiegeln. Der Einfluss von Strömung und Substrat auf das Makrozoobenthos ist mehrfach beschrieben worden (PARDO, ARMITAGE 1997, BEISEL et al. 1998, RABENI 2000, BOYERO 2003, SANDERSON et al. 2005, BEAUGER et al. 2006). Auftretende neutrale Metricreaktionen sind für die Ableitung von potenziellen Indikatoren für Renaturierungen ungeeignet. Sie spiegeln einerseits die Störungen durch die baulichen Eingriffe wieder (z.B. Diptera Abund.) und andererseits die Unterschiede in der Ausgestaltung der jungen und alten Renaturierung (z.B. % Rheophil). Anhand der substrat- und strömungsbezogenen Metrics lässt sich ableiten, dass vielfältigere, typspezifische Fließverhältnisse zu fördern und die hohen Fließgeschwindigkeiten zu reduzieren sind. Das kann durch ein breiteres Gewässerbett, eine größere Breiten- und Tiefenvarianz geschehen. Eine weitere Verringerung der Einschnittstiefe führt zu frühzeitigeren Ausuferungen, geringeren Fließgeschwindigkeiten und geringeren Sohlschubspannungen, so dass das Aufkommen von Makrophyten und die Ablagerung organischen Materials gefördert werden.

Durch die weiterhin sinkenden Belastungen durch Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel sowie steigende Sauerstoffgehalte befindet sich die Niers noch in einer Phase der weiteren Verbesserung der saprobiellen und trophischen Bedingungen (Niersverband 2008 a). Dass sich diese bereits in den letzten Jahren verbessert haben, zeigt das Auftreten von Arten, die höhere Ansprüche an die Wasserqualität stellen (DREYER, MANHELLER 2008). Damit fallen die Umsetzung der hier betrachteten Renaturierungen und die durchgeführten Untersuchungen im Rahmen dieser Studie in diese Phase der stofflichen Erholung. Daraus sind künftig weiter verbesserte Lebensbedingungen in den Abschnitten zu erwarten, die sich positiv auf die Besiedlung (Zusammensetzung, Metrics) auswirken können. Durch eine Wiederholung der hier durchgeführten Untersuchungen könnte dieses und die Eignung der potenziellen Indikatoren überprüft werden. Um mittel- bis langfristig weitere Verbesserungen in der Besiedlung auch bei künftigen Maßnahmenumsetzungen zu erreichen, ist die Differenzierung der bestehenden Stressoren hinsichtlich ihres Einflusses auf die Biozönosen sinnvoll, so dass daraus die wirksamsten und effizientesten Maßnahmenkombinationen ermittelt werden können.

Das Ausmaß der ökologischen Wirkungen führt in den renaturierten Abschnitten nicht in jedem Fall zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes. Von den Core-Metrics reagiert nur die Anzahl der Trichoptera-Taxa, die EPT Taxa % (HK) nur in Ansätzen. Der dt. Faunaindex 11/12 und 15/17 reagiert nicht. Ursache sind die weiteren, übergeordneten Belastungen im Einzugsgebiet, die durch die Renaturierung kurzer Gewässerstrecken nicht behoben werden, dazu sind weitere Maßnahmen notwendig (BERNHARDT, PALMER 2011). Die untersuchten Niersabschnitte in Geldern-Pont liegen zum Zeitpunkt der Untersuchungen isoliert in einem degradierten Einzugsgebiet und machen zusammen genommen nur 1,5 % der Gewässerlänge aus.

Derzeit (2013) sind etwa 6 % der Niers naturnah umgestaltet (mdl. Mittl. Niersverband). Eine Wiederbesiedlung ist daher kurzfristig nur aus den benachbarten, degradierten Abschnitten möglich. Die Wiederbesiedlung mit anspruchsvolleren Taxa muss von weiter entfernten Abschnitten erfolgen, sofern entsprechende Potenziale im Einzugsgebiet vorhanden sind (s. Kap. 9). Die Chance auf eine Wiederbesiedlung durch Arten, die im Gewässer fehlen, nimmt mit zunehmender Distanz von möglichen Besiedlungsquellen ab (FUCHS, STATZNER 1990, SUREN, MCMURTRIE 2005, HUGHES 2007, SUNDERMANN et al. 2011). Ob weitere Verbesserungen möglich sind, wird in Kap. 9 durch Analyse der Arten- und Wiederbesiedlungspotenziale ermittelt.

Möglichkeiten zur weiteren Förderung der Besiedlung liegen in den genannten Optimierungen der Maßnahmen (s.o. und Kap. 5.4). Die in den untersuchten Abschnitten festgestellten hydromorphologischen Veränderungen auf den verschiedenen räumlichen Skalen erreichen noch nicht die Struktur- und Habitatdiversifizierung, wie sie für einen naturnahen Tieflandfluss des Typs 12 charakteristisch sind. Auch die ökologisch so bedeutsamen Holz- und Genistan-sammlungen und größere Totholzstämme sind im jungen renaturierten Abschnitt noch in zu geringem Ausmaß vorhanden (HILDERBRAND et al. 1997, LEPORI et al. 2005, KAIL et al. 2007). Im älteren renaturierten Abschnitt fehlen sie weitgehend.

6.4.2 Metriceignung als Indikatoren für die ökologischen Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen

Anhand einiger weniger Taxa und mehrerer Metrics konnten positive Reaktionen auf die umgesetzten Maßnahmen an der Niers in Geldern-Pont ermittelt werden. Als neuer Metric wurden typische, positive Fließgewässertaxa definiert, die auf der Ebene der Gewässerabschnitte die Veränderungen besser widerspiegeln als der deutsche Faunaindex. Die Prüfung der Eignung der analysierten Metrics und Taxa im Hinblick auf eine Eignung als potenzielle Indikatoren für Verbesserungen durch Renaturierungsmaßnahmen ergab eine Auswahl potenzieller Kandidaten. Voraussetzung dafür waren eine typspezifische Richtung der Reaktion, der Ausschluss neutraler Reaktionen, ein hohes Signifikanzniveau sowie fehlende jährliche Variabilität.

Nach LORENZ et al. (1997, in CAPELLI 2005) sind Indikatoren messbare Größen, die wertvolle Informationen über den Zustand eines Ökosystems und relevante Prozesse liefern. Sie können einen Zustand oder Veränderungen anzeigen, als Warnsignale dienen oder als Erklärung, welche Faktoren eine Veränderung bewirkt haben (CAPELLI 2005).

Zahlreiche Untersuchungen belegen die Vielschichtigkeit der Einflussfaktoren, die die Zusammensetzung des Makrozoobenthos bestimmen. So konnten Einflüsse aus dem Einzugsgebiet auf die Besiedlung belegt werden (SPONSELLER et al. 2001, BROSE et al. 2003, ROY et al. 2003, MARTEL et al. 2007, JOHNSON et al. 2007, ROLAUFFS et al. 2010,

FELD, VERDONSCHOT 2012, FELD 2012) sowie die Wirkung lokaler Strukturen (PARDO, ARMITAGE 1997, RABENI 2000, BOYERO 2003, BEAUGER et al. 2006, VÖLKER 2008, GROLL 2011). Eine Identifizierung des dominanten Einflussfaktors wäre für die Maßnahmenableitung von großer Bedeutung. Die untersuchten Niersabschnitte unterliegen ebenfalls multiplen Belastungen aus dem Einzugsgebiet (MUNLV 2005a; s. Kap. 3, Kap. 9), die zur Verarmung des regionalen Artenpools sowie der sensitiven Taxa geführt haben. Dennoch zeigen die potenziellen Indikatormetrics Verbesserungen an. Dabei reagieren funktionale Metrics, Metrics der Zusammensetzung/Abundanz und Metrics der Vielfalt/Diversität. Eine mögliche Begründung dafür ist, dass diese Metrics auch auf lokale Strukturen reagieren. Das konnte MEIER (2008) anhand sehr großer Datensätze z.B. für die Anzahl der Trichoptertaxa, die EPT Taxa % (HK), die Anzahl EPT Taxa und EPTCBO zeigen. So ist die Anzahl der Trichoptertaxa eng korreliert mit Strukturen vor Ort, wie z.B. organische Sekundärsubstrate (Totholz, Makrophyten, organisches Material), Substratdiversität und Uferstrukturen. Gleichzeitig wird der Metric auf Ebene des Einzugsgebietes negativ beeinflusst durch Strukturarmut, hohe Siedlungsanteile und geringe Waldanteile (MEIER 2008). Verringerungen der übergeordneten Belastungen müssten somit zu weiteren Verbesserungen der Besiedlung des Makrozoobenthos führen (PALMER et al. 2010).

Der Dt. Faunaindex ist sensitiv für Veränderungen auf der lokalen Habitat- und Strukturebene (z.B. organische Sekundärsubstrate), aber auch für übergeordnete Einflüsse (z.B. Feinsedimenteintrag). Möglicherweise sind die Gütezeiger im Nierseinzugsgebiet nicht in ausreichendem Maße vorhanden, damit sich die Veränderungen durch die Renaturierungen durchschlagen (vgl. Kap. 9).

Die ermittelten potenziellen Indikatoren können herangezogen werden, um die Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen aufzuzeigen, auch dann, wenn der gute ökologische Zielzustand noch nicht erreicht ist. Sie sind somit geeignet, Maßnahmenenerfolge vor dem Hintergrund abgestufter Ziele aufzuzeigen (HERING et al. 2011). Die Aussagemöglichkeiten von Einzelmetrics treten bei der Gesamtbewertung mittels eines multimetrischen Index in den Hintergrund, ihre gesonderte Analyse ermöglicht daher weitergehende Detailaussagen. Die potenziellen Indikatoren könnten Bestandteil von Verfahren zur Erfolgskontrolle werden, wie sie beispielsweise von WOOLSEY et al. (2005), SCHADE (2008) und SEMRAU et al. (2011) erarbeitet wurden.

Die Nicht-Reaktion einiger hier untersuchter Metrics kann auf eine fehlende Eignung des Metrics für den Maßnahmentyp, auf eine fehlende Wirkung der Maßnahme, auf eine ungeeignete Maßnahme oder auf überlagernde Wirkungen von Belastungen höherer Skalen hindeuten (vgl. MATTHEWS et al. 2010).

6.5 Folgerungen und Bedeutung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Renaturierungsmaßnahmen zu ersten positiven Veränderungen der Makrozoobenthosbiozönosen geführt haben. Diese Veränderungen drücken sich in erster Linie in der Reaktion verschiedener Metrics aus, weniger deutlich in der ökologischen Zustandsbewertung. Der Deutsche Faunaindex reagiert im Abschnittsvergleich (auf Grundlage von 20 Teilproben des Multi-Habitat-Sampling) weder für den Typ 11/12 noch für den Typ 15/17. Nur einzelne Taxa reagieren mit veränderten Individuenzahlen auf die Renaturierung. Bedingt durch die im Nierseinzugsgebiet v.a. oberhalb der untersuchten Abschnitte bestehenden Belastungen und die geringe Länge der renaturierten Abschnitte sind die Veränderungen der taxonomischen Zusammensetzung noch gering. In den renaturierten Abschnitten treten zusätzliche Taxa in geringen Häufigkeiten auf. Statt der Betrachtung des Deutschen Faunaindex erscheint in degradierten Einzugsgebieten die Betrachtung typischer Fließgewässertaxa geeignet, um positive Veränderungen und die ökologische Wirksamkeit von Renaturierungen anzuzeigen. Die Reaktionen sind vor dem Hintergrund bisheriger Erfahrungen mit den eher geringen Wirkungen von hydromorphologischen Maßnahmen auf das Makrozoobenthos (JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009 b, PALMER et al. 2010) sowie der im Nierseinzugsgebiet bestehenden Belastungen bemerkenswert. Die untersuchten Maßnahmen zeigen eine ökologische Wirksamkeit in der Reaktion ausgewählter Metrics, die jeweils hinsichtlich ihrer erwarteten und tatsächlich gemessenen Reaktion verglichen wurden. Mehrere der Metrics eignen sich als potenzielle Schnellindikatoren, die die ökologischen Wirkungen der Renaturierungen anzeigen. Sie können somit zur Dokumentation des Maßnahmen Erfolgs herangezogen werden und tragen dadurch zur Verbesserung der Akzeptanz von Maßnahmen bei. Anhand der Nicht-Reaktion von Metrics lassen sich verbleibende hydromorphologische Defizite der Renaturierungen identifizieren, wobei jedoch gerade in stark belasteten Einzugsgebieten wie dem der Niers die Nicht-Reaktion auch auf diese Belastungen zurückgehen kann (MATTHEWS et al. 2010). Deren Analyse im Hinblick auf ihren quantitativen Einfluss auf das Makrozoobenthos trägt dazu bei, die verbleibenden Defizite bei künftigen Planungen reduzieren oder sogar vermeiden zu können.

Da die vorliegende Dissertation eine detaillierte Einzelfallbetrachtung ist, erscheint eine Überprüfung dieser Metrics an weiteren Renaturierungsmaßnahmen sinnvoll. Das gilt vor allem für die noch wenig untersuchten Tieflandgewässer. Bisherige Untersuchungen stützen sich im Wesentlichen auf die Metrics Taxazahl, Individuenzahl, Evenness, Shannon-Wiener Index und auf die ökologische Zustandsklasse (JÄHNIG et al. 2009 a, b, ANTONS 2011) bzw. die bewertungsrelevanten Metrics (Core-Metrics, LORENZ, JANUSCHKE 2011). Als Kandidatenmetrics für potenzielle Indikatoren, die bei weiteren Untersuchungen von Renaturierungen auf ihre

Eignung überprüft werden sollten, werden hier nachfolgende aus den Gruppen der strömungsbezogenen Metrics, der bewertungsrelevanten Metrics, der Großgruppen- und Diversitäts-Metrics vorgeschlagen.

Sie stellen in Anlehnung an „early warning indicators“ wie sie JOHNSON et al. (2007) für die Indizierung von Stressfaktoren vorschlagen eine Art „Schnellindikatoren“ dar. Sie könnten eine Grundlage für die Entwicklung eines multimetrischen, multiskaligen Effektivitätsindex für Renaturierungsmaßnahmen sein, wie ihn JÄHNIG (2007) vorschlägt. Andererseits zeigen einzelne Metrics die Veränderungen oft deutlicher an und ermöglichen eine bessere Interpretation der Wirkungen und Ursachen. Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** verändern:

1. Priorität:

- Dt. Faunaindex 15/17
- % Phytal
- % Epi-, Metarhithral

Metricbedeutung

Hohe Werte bzw. die Zunahme der Häufigkeiten von Gütezeigern des Faunaindex sind positiv zu bewerten soweit hier der Typ 15 zugrunde gelegt wird. Arten der sand-, kiesgeprägten Gewässer werden gefördert.

Makrophyten sind als hochwertiges organisches Substrat von großer Bedeutung für die Besiedlung. Hohe Anteile sind positiv zu bewerten

Zunahme des Anteils der Besiedler mit Präferenz der mittelgroßen Bäche deutet auf Rückgang des Grades der Potamalisierung und Zunahme von Kies hin

2. Priorität

- Trichoptera Taxazahl, Trichoptera (Abund.), Trichoptera %
- EPTCBO
- Dt. Faunaindex 15/17 (HK)
- Dt. Saprobienindex neu
- Bivalvia %
- Rheoindex (HK)
- Abundanz

Metrics nehmen zu. Sie spiegeln den Struktur- und Habitatreichtum und die Artendiversität wider. Die Trichoptera zeigen viele intolerante Taxa. Daher reagiert der Metric empfindlicher auf Belastungen als die Gesamttaxazahl. Ein hoher Metric-Wert steht daher für ungestörte, strukturreiche Gewässer mit hoher Diversität an Arten und Habitaten

Der Metric summiert die Taxazahl der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata. Er spiegelt in erster Linie die Artendiversität und damit die Vielfalt ungestörter Teilhabitate wider. Hohe Werte stehen daher für ungestörte, strukturreiche Gewässer mit hoher Diversität an Taxa und Teilhabitaten

Hohe Werte bzw. die Zunahme der Häufigkeiten von Gütezeigern des Faunaindex sind positiv zu bewerten soweit hier der Typ 15 zugrunde gelegt wird. Arten der sand-, kiesgeprägten Gewässer werden gefördert.

Empfindlichkeit der MZB-Familien gegenüber organischer Belastung. Kein echter Diversitäts-Metric, könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren

Hohe Werte bzw. die Zunahme des Anteils sind hier überwiegend negativ zu bewerten, da v.a. Sphaerium corneum häufig in Steinschüttungen auftritt und eher Störzeiger ist

Verhältnis strömungsliebender Taxa zu Stillwasser- Taxa/ Ubiquisten

Eine hohe Abundanz kann auf vielfältige Habitatbedingungen hindeuten. Kein echter Diversitäts-Metric

Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** und z.T. auch der **zeitlichen Entwicklung** verändern:

1. Priorität:	Metricbedeutung
<ul style="list-style-type: none">EPT Taxazahl	Hohe Werte bzw. die Zunahme der Anzahl sind positiv zu bewerten (vgl. EPT Taxa % (HK))
<ul style="list-style-type: none">Anzahl Familien Anzahl Gattungen	Metrics spiegeln die Artendiversität wider. Eine hohe Anzahl deutet auf vielfältige Habitatbedingungen hin
<ul style="list-style-type: none">% Metapotamal	Hohe Werte bzw. die Zunahme der Anzahl von Indikator-taxa ist positiv zu bewerten und deutet auf eine höhere Diversität hin, könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren
<ul style="list-style-type: none">EPT/Diptera	Hohe Werte indizieren eine stärkere Zunahme anspruchsvoller EPT-Taxa im Vergleich zu den meist weniger anspruchsvollen Dipteren
2. Priorität	
<ul style="list-style-type: none">BMWP	Empfindlichkeit der MZB-Familien v.a. gegenüber organischer Belastung. Kein echter Diversitäts-Metric, könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren
<ul style="list-style-type: none">EPT % (HK)	Der Metric indiziert in erster Linie die Ungestörtheit der dominierenden Teilhabitate. Ein hoher Metric-Wert steht meist für wenig gestörte, strukturreiche Gewässer

Metrics, die sich infolge der **zeitlichen Entwicklung** von Renaturierungen verändern:

1. Priorität	Metricbedeutung
<ul style="list-style-type: none">% Akal	Hohe Werte zeigen ein hohes Habitatpotenzial hochwertiger Hartsubstrate an, die für die Besiedlung sensibler Taxa besondere Bedeutung haben
2. Priorität	
<ul style="list-style-type: none">Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	Hohe Werte bzw. die Zunahme der Anzahl von Indikator-taxa ist positiv zu bewerten und deutet auf eine höhere Diversität hin, könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren

Die Zunahme der typischen (positiven) Fließgewässertaxa zeigt zudem die Verbesserung fließgewässertypischer Verhältnisse an. Die Angabe von möglichen Indikator-Taxa soll hier in erster Linie für das Nierseinzugsgebiet gelten, da die vorkommenden Taxa von den spezifischen Bedingungen im Einzugsgebiet bestimmt werden und daher nur eingeschränkt auf andere Tieflandfließgewässer übertragbar sind. *Psychomyia pusilla*, *Heptagenia sulphurea*, *Baetis vernus* und *Ischnura elegans* zeigen positive Reaktionen auf die Renaturierungen.

Die in der vorliegenden Untersuchung dargestellten detaillierten Erfassungen des Makrozoobenthos in Form von mehreren substratspezifischen Einzelaufnahmen mit Taxalisten

wurden zur Identifizierung und Qualifizierung von Veränderungen in der Lebensgemeinschaft durch die Renaturierungen durchgeführt (vgl. LAWA 2010). Hintergrund waren die vorliegenden Erkenntnisse aus der Literatur zu den meist nur geringen Wirkungen von Renaturierungen auf das Makrozoobenthos sowie die starke Degradation des Einzugsgebietes der Niers.

Für vereinfachte Verfahren zur Erfolgskontrolle könnten die Aufnahmen nach der Methodik in MEIER et al. (2006 a) zum Vergleich der o.g. Metrics herangezogen werden. Datenbasis wäre dann die Gesamtaufnahme aus allen 20 Teilproben, ein statistischer Vergleich ist dann nicht möglich. Weitere Aussagen wären jedoch durch die Aufnahme zusätzlicher, in den Renaturierungen neu auftretender, seltener Habitate möglich.

Eine getrennte Bearbeitung aller substratspezifischen Einzelproben ist aufwändiger, ermöglicht jedoch einen statistischen Vergleich der Taxalisten sowie resultierender Metrics zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten. Für substratspezifische Vergleiche mit statistischen Auswertungen sind mindestens 8 Teilproben für jedes Substrat zu entnehmen. Die Aussortierung des gesamten Materials im Rahmen einer Laborsortierung ist dabei bedeutsam, um das komplette Artenspektrum zu erfassen (vgl. LAWA 2010). Es konnte gezeigt werden, dass auch eine vergleichende Auswertung auf Basis der gemeinsamen Substrate bereits positive Veränderungen anzeigen kann. Zur Ableitung des effektivsten Vorgehens für eine praktikable Erfolgskontrolle sind weitere Anwendungen und Untersuchungen dieser methodischen Ansätze nötig.

Die durchgeführten Analysen machen deutlich, dass sich die Wirkungen von Renaturierungen auch an den Substraten ablesen lassen, die sowohl in den renaturierten Abschnitten als auch im degradierten Abschnitt gemeinsam vorkommen. Durch die Renaturierung treten zusätzliche Substrate auf, die sich über Randeffekte offenbar auf die Besiedlung dieser Substrate auswirken. Die festgestellten Metricreaktionen sind außerdem für die Identifikation verbleibender Defizite nach Maßnahmenumsetzung sehr bedeutsam. Vor allem negative Metricreaktionen sind dazu heranzuziehen. Dieses Vorgehen ist grundsätzlich geeignet, um Defizite nach der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen verringern und bei künftigen Planungen vermeiden zu können. Bei der Interpretation von Daten aus Erfolgskontrollen sind großskalige Daten zu bestehenden Einflüssen auf der Ebene der Einzugsgebiete (z.B. stoffliche Einflüsse, Feinsedimenteinträge, Landnutzung, Urbanisierung, Abflussregulierung u.a.) zu berücksichtigen, da sie als überlagernde Belastungsfaktoren wirken können.

Bedingt durch die hohe räumliche und zeitliche Heterogenität von Fließgewässern sind für die Ableitung von Aussagen zum Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen Untersuchungen über mehrere Jahre erforderlich, die die dynamische Entwicklung wiedergeben (WOOLSEY et al. 2005) und langfristige Entwicklungen abbilden können (KONDOLF, MICHELI 1995,

SOMMERHÄUSER, HURCK 2008). Dazu wäre eine Wiederholung der hier durchgeführten Untersuchungen sinnvoll. Dadurch könnte überprüft werden, ob die hier festgestellten ökologischen Wirkungen noch Bestand haben, ob ggf. eine Trendumkehr zu beobachten ist, ob eine Angleichung an die angrenzenden degradierten Verhältnisse stattgefunden hat und ob weitere positive Entwicklungen eingetreten sind.

7 SUBSTRATSPEZIFISCHE MAKROZOOBENTHOS-BIOZÖNOSEN

7.1 Einführung

Die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos wird durch Parameter verschiedener räumlicher und zeitlicher Skalen beeinflusst. Große Bedeutung haben die Korngröße des Substrats und ihre Lagestabilität (RABENI, MINSHALL 1977, BARTON, LOCK 1979, SCHÖNBORN 1992), die Diversität und räumliche Verteilung der Substrate (STEFFAN 1965, WACHS 1968, ERMAN, ERMAN 1984, BEISEL et al. 2000, PALMER et al. 2000, LEPORI et al. 2005, LORENZ et al. 2009) sowie die Verteilung des Detritus als wichtige Nahrungsgrundlage (RABENI, MINSHALL 1977, TOLKAMP 1980). Auch der Einfluss der Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe ist in zahlreichen Studien belegt worden (STATZNER 1989, SCHÖNBORN 1992). Die Wirkungen dieser kleinräumigen, niedrigskaligen Einflüsse können durch Parameter höherer Skalen überlagert werden. Zu diesen gehören hydrologische, physikalische, geomorphologische und chemische Prozesse (JÄHNIG 2007) sowie stoffliche Einflüsse (ROLAUFFS et al. 2010). Auch die Beschaffenheit von oberhalb gelegenen Gewässerstrecken hinsichtlich ihrer strukturellen und hydromorphologischen Ausstattung hat Einfluss auf das Makrozoobenthos (WAGNER, ARLE 2008, KAIL 2009). Zudem kommt dem Besiedlungspotenzial insbesondere in oberhalb gelegenen Gewässerabschnitten sowie im oberhalb gelegenen Einzugsgebiet eine große Bedeutung zu (LANUV 2011, SUNDERMANN et al. 2011). Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft wird zudem durch Faktoren aus dem Lebenszyklus der aquatischen Invertebraten mitbestimmt (HARPER, EVERARD 1998). Verschiedene Untersuchungen haben auch einen gewissen Einfluss mesoskaliger Strukturen wie z.B. riffles und pools und Strukturparameter wie Strömungsdiversität, besondere Sohlstrukturen, Tiefenvarianz und Uferstrukturen auf die Besiedlung des Makrozoobenthos nachgewiesen (STATZNER 1989, SCHATTMANN 1996, RICHTER 2006, VÖLKER 2008).

Die Ergebnisse der hydromorphologischen Untersuchung zeigen, dass die Renaturierungen zu unterschiedlich starken Veränderungen auf der Habitat- (Mikro-), Struktur- (Meso-) und Abschnitts- (Makro-) Ebene geführt haben. Diese wirken auch auf die oben genannten, kleinräumigen Einflussfaktoren des Makrozoobenthos ein. Damit legen diese Ergebnisse die Vermutung nahe, dass sich die verbesserte physikalische Komplexität auch in der biologischen Diversität niederschlägt (BROSSE et al. 2003, TOWNSEND et al. 2003, s. Kap. 6).

Wenn die aquatische Habitatvielfalt mit zwei dominierenden Substraten im degradierten Abschnitt (hier: Steinschüttung, Sand) zu einer diverseren Zusammensetzung in den renaturierten Abschnitten wechselt (hier u.a. Anteile organischer und hochwertiger Substrate), ist nach JÄHNIG (2007) mit Beeinflussungen auf zwei Arten zu rechnen:

- 3) Die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos auf ähnlichen Substraten unterscheiden sich zwischen den renaturierten und dem degradierten Abschnitt (Änderung der alpha-Diversität).
- 4) Die einzelnen Substrate weisen unterschiedliche Lebensgemeinschaften auf, so dass durch das Auftreten zusätzlicher Substrate die Beta-Diversität verändert wird.

Die Notwendigkeit für solche Verbesserungen der aquatischen Habitatvielfalt durch Renaturierungsmaßnahmen ist bereits in Kap. 1. und 6.1. beschrieben worden.

Für zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen konnten hydromorphologische Veränderungen dokumentiert werden (PRETTY et al. 2003, JÄHNIG et al. 2007, SUNDERMANN et al. 2009, PALMER et al. 2010; vgl. Kap. 5). Vor allem jüngere Arbeiten zeigen im Gegensatz dazu, dass die biologischen Wirkungen auf das Makrozoobenthos eher gering oder nicht feststellbar sind (LEPORI et al. 2005, MUOTKA, SYRJÄNEN 2007, LORENZ et al. 2009, JÄHNIG et al. 2011 b). Insbesondere für die Tieflandgewässer existieren bislang noch keine detaillierten Untersuchungen und Erkenntnisse (KAIL, WOLTER 2011). In der vorliegenden Dissertation konnten insbesondere auf der Ebene von Metrics Verbesserungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos in den renaturierten Abschnitten ermittelt werden (Kap. 6).

Das nachfolgende Kapitel hat zum Ziel, Veränderungen in Bezug auf die Besiedlung der Substrate zu identifizieren, die durch die Diversifizierung der Substrate und Habitate sowie Mesostrukturen bedingt werden. Es wird untersucht, ob die in Kap. 6 auf der Ebene der Abschnitte ermittelten Unterschiede in der Besiedlung des Makrozoobenthos auch auf der Ebene der Substrate festgestellt werden können und inwieweit die verschiedenen Substrattypen dazu beitragen. In Kap. 3 und 5 wurde dargestellt, dass die für das Makrozoobenthos ebenfalls bedeutsamen Einflussfaktoren höherer räumlicher Skalen wie die Abflussdynamik, jährliche Temperaturspanne, die Substratheterogenität, der dominierende Habitattyp, die Nahrungsverfügbarkeit sowie stoffliche Parameter durch die menschlichen Nutzungen im Einzugsgebiet der Niers verändert wurden. Im Rahmen der hier untersuchten lokalen Renaturierungen konnten diese Faktoren nicht oder nur kleinräumig positiv beeinflusst werden. Auch die durch die umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen an der Niers erzielten hydromorphologischen Veränderungen sind bislang nur teilweise dem Gewässertyp 12 entsprechend. Mehrere Charakteristika des Gewässertyps konnten noch nicht wieder hergestellt werden (z.B. Dominanz organischer Substrate, vielfältigere und geringere Fließtiefen, geringere Fließgeschwindigkeiten, Laufverzweigungen).

Vor dem Hintergrund dieser weiterhin bestehenden Einflüsse der intensiven Nutzungen im Tieflandeinzugsgebiet der Niers werden folgende Fragen und Hypothesen bearbeitet (in Anlehnung an JÄHNIG 2007):

- Welche Unterschiede zeigt die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos zwischen den verschiedenen Substraten?

Hypothese: Die Substrate sind unterschiedlich besiedelt. Mit Veränderung der Substratanteile und dem Auftreten zusätzlicher Substrate nimmt die Beta-Diversität in den renaturierten Abschnitten zu.

- Welche Unterschiede zeigt die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos in den gleichen Substraten zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten?

Hypothese: Gleiche Substrate sind in den renaturierten Abschnitten besser besiedelt, d.h. die Alpha-Diversität (Diversität innerhalb eines Habitats) erhöht sich.

Die Beantwortung dieser Fragen soll zunächst klären, ob und in welchem Ausmaß sich die verschiedenen Substrate in Tieflandgewässern in ihrer Besiedlung unterscheiden. Weiterhin soll geprüft werden, ob, in welchem Ausmaß und in welche Richtung die substratspezifische Besiedlung durch Renaturierungsmaßnahmen beeinflusst werden kann und welche Substrate eine besondere Bedeutung für die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos aufweisen. Die gewonnenen Erkenntnisse geben wichtige Hinweise für die Planung künftiger Renaturierungsmaßnahmen.

Die Vergleichsuntersuchungen des Makrozoobenthos zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten (Kap. 6) haben positive Veränderungen durch die Renaturierungen vor allem auf der Ebene der Metrics gezeigt. Als Ursachen wurden die zusätzlich auftretenden Substrate, höhere Anteile organischer und hochwertiger Substrate sowie die größere Habitat- und Strukturvielfalt vermutet. In diesem Kapitel werden sowohl Metricausprägungen als auch Taxahäufigkeiten in den Substraten miteinander verglichen, um diese Annahmen zu überprüfen.

7.2 Material und Methoden

Die hier durchgeführten Auswertungen basieren auf den im Kap. 6.2 benannten Daten. Allerdings erfolgte hier im Gegensatz zur abschnittsweisen Auswertung der Einzelproben eine substratbezogene Analyse.

7.2.1 Makrozoobenthos-Probenahme

Für die Untersuchung der substratspezifischen Biozönosen des Makrozoobenthos wurden jeweils alle Einzelproben für jedes einzelne Substrat herangezogen (Anhang 6.1, 6.3). Im Vergleich zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten erfolgte die Auswertung substratspezifisch auf Grundlage der Einzelproben der Abschnitte.

Hier wurden die Artenlisten der Einzelproben – im Gegensatz zu Kap. 6 – nach Substraten getrennt analysiert und die vier gemeinsam in renaturierten und degradierten Abschnitten vorkommenden Substrate jeweils im Abschnittsvergleich betrachtet. Dazu wurden 152 substratspezifische Einzelproben des Makrozoobenthos für die Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm analysiert.

7.2.2 Datenanalysen

In diesem Kapitel wurde die Substratspezifität der Besiedlung des Makrozoobenthos beleuchtet. Im allgemeinen Teil (Kap. 7.3.1) wurden zunächst alle untersuchten Substrate in Bezug auf ihre Taxazahlen, Abundanzen, Evenness und Ähnlichkeiten untereinander verglichen. Die Bedeutung der einzelnen Substrate für die Besiedlung des Makrozoobenthos wurde beschrieben. Anschließend sind für jedes der Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm alle Einzelproben aus den Abschnitten zusammengefasst und im Hinblick auf substratspezifische Taxa und Metricreaktionen ausgewertet worden. Im speziellen Teil (Kap. 7.3.2) erfolgte ein abschnittsweiser Vergleich der Einzelproben für die o.g. Substrate mit dem Ziel, Unterschiede in der Besiedlung gleicher Substrate zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten zu identifizieren.

Die Ähnlichkeitsanalysen (nach Renkonen) erfolgten im allgemeinen ersten Teil des Kapitels auf Grundlage einer gepoolten Taxaliste aus allen Einzellisten für jedes Substrat. Im speziellen zweiten Teil des Kapitels wurden dazu Gesamtlisten für jedes der vier gemeinsamen Substrate getrennt nach renaturierten und degradierten Abschnitten erstellt. Zudem wurden substratspezifisch anhand aller Einzeltaxalisten bzw. für die vier gemeinsamen Substrate getrennt nach renaturiert und degradiert die Anzahl der positiven sowie negativen Taxa und die jeweilige Gesamttaxazahl ermittelt. Für den substratspezifischen Vergleich einzelner Taxa und Metrics (ANOVA, U-Test nach Mann-Whitney) sind die Häufigkeiten bzw. Metricausprägungen aus den jeweiligen Einzellisten bzw. Metricberechnungen herangezogen worden. Für den U-Test nach Mann-Whitney wurde bei den hier zugrunde gelegten kleinen Stichproben (<10 Werte pro Gruppe) die exakte Vorgehensweise angewendet (exact p).

Im Ergebnis für den ersten Teil des Kapitels wurde überprüft, ob die verschiedenen Substrate unterschiedlich besiedelt sind und es wurden Taxa und Metrics herausgearbeitet, die in bestimmten Substraten besonders häufig bzw. hoch sind. Es ist zudem geprüft worden, ob in den zusätzlichen Substraten der renaturierten Abschnitte weitere Arten auftreten, die im degradierten Abschnitt fehlen. Die in Kap. 5 festgestellte Veränderung der Substratanteile könnte bei unterschiedlicher Besiedlung der Substrate zu einer Veränderung der Beta-Diversität führen. Der Substratvergleich zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten im zweiten Teil zeigt, ob Unterschiede in der Besiedlung eines Substrattyps (und damit der Alpha-Diversität) bestehen und filtert Taxa und Metrics heraus, die solche Unterschiede anzeigen.

7.3 Ergebnisse

Im Kapitel 6.3 sind wesentliche Übersichtsergebnisse zum Makrozoobenthos und der taxonomischen Zusammensetzung aufgeführt. Es sind in den 251 substratspezifischen Einzelproben insgesamt 149 Taxa festgestellt worden. Die mittlere Abundanz der Proben liegt bei 5.574 Individuen/m² und reicht von 80 bis 45.968 Individuen/m².

Die durchschnittliche Taxazahl pro Einzelprobe beträgt 15, wobei 2 Taxa das Minimum und 31 Taxa das Maximum darstellen (s. Kap. 6.3, Tab. 6.2).

68 Taxa kommen nur in einer oder 2 Einzelproben (= <1 % der Proben) vor. Das entspricht 46 % aller Taxa. 113 Taxa treten in weniger als 24 Einzelproben (= ca. 10 % der Proben) auf. Das sind 75 % aller Taxa. Die Taxa mit der größten Stetigkeit (Konstanz) sind *Oligochaeta* Gen. sp., *Chironomidae* Gen. sp. (sowie *Chironomini* Gen. sp. u. *Tanytarsini* Gen. sp.) und *Gammarus roeseli*, *Gammarus fossarum*, *Baetis vernus*, *Pisidium* sp. und *Sphaerium corneum*. Die zehn häufigsten Taxa sind in 50 % bis 95 % der Proben vertreten und stellen den größten Teil der Individuen. Alle Taxalisten sind im Anhang (6.1) enthalten.

7.3.1 Substratspezifische Lebensgemeinschaften

7.3.1.1 Ähnlichkeiten

Der Grad der Übereinstimmung von Lebensgemeinschaften zwischen den verschiedenen Substraten ist sehr unterschiedlich. Mineralische und organische Substrate, die sich jeweils in ihrer Substratbeschaffenheit ähnlich sind, wie z.B. die mineralischen Substrate Kies und Grobkies und die organischen Substrate Feindetritus und Grobdetritus, zeigen auch eine große Übereinstimmung vor allem der dominanten Taxa (Renkonen'sche Zahl). So beträgt diese zwischen Kies und Grobkies 83 % und zwischen Fein- und Grobdetritus 80 % (Tab. 7.1). Auch ein Vergleich der organischen Substrate Makrophyten mit Fein- sowie Grobdetritus erreicht Übereinstimmungen nach Renkonen von bis zu 77 %. Kies und Makrophyten als besiedelbare Hartsubstrate zeigen ebenso wie die feinen Substrate Sand und Schlamm jeweils Renkonen'sche Zahlen von 70 %. Die Vergleiche von Kies und Makrophyten mit Sand und Schlamm erreichen nur noch Werte von 45 % bis 60 %. Die geringsten Ähnlichkeiten und damit die größten Unterschiede zu allen anderen Substraten zeigt Totholz. Die Renkonen'schen Zahlen erreichen im Vergleich von Totholz mit den übrigen Substraten Werte zwischen 33 % (mit Sand) und 46 % (mit Grobdetritus).

Damit zeigt sich, dass die Substrate in ihrer Besiedlung in unterschiedlichem Ausmaß voneinander abweichen. Neben Totholz, das eine von den übrigen Substraten deutlich abweichende Besiedlung aufweist, gibt es größere Unterschiede zwischen Schlamm und den Hartsubstraten. Das Substrat Sand zeigt ebenfalls größere Unterschiede zu Makrophyten und einigen Hartsubstraten.

Stetigkeiten der Taxa

Die Betrachtung der Stetigkeiten der Taxa (%-Anteil der Einzelproben pro Substrat, in dem eine bestimmte Art vorkommt) im Vergleich der Substrate Kies, Makrophyten, Sand und Schlamm zeigt recht hohe Übereinstimmungen. So sind sieben der zehn Taxa mit den größten Stetigkeiten identisch bei diesen Substraten, wobei die Stetigkeiten dieser Taxa tendenziell im Substrat Makrophyten höher sind als in den Substraten Kies und Schlamm. Sand weist die niedrigsten Stetigkeiten dieser Taxa auf (s. Kap. 7.3.1.4). Betrachtet man die stetigsten 20 Taxa, so stimmen noch elf zwischen den genannten Substraten überein (55 %).

7.3.1.2 Taxazahlen, Eveness und Abundanzen

Die höchsten mittleren und absoluten Taxazahlen konnten im Substrat Totholz vor Grobkies und Makrophyten festgestellt werden, die niedrigsten im Substrat Sand (Anhang 7.1). Die höchsten mittleren Abundanzen sind auf dem Substrat Totholz vor Makrophyten, Schlamm und Grobdetritus zu finden. Damit wird die große Bedeutung der organischen Substrate für die Besiedlung im Hinblick auf die Abundanzen und Taxazahlen deutlich, wobei auch das mineralische Substrat Grobkies als hochwertiges Substrat für die Besiedlung in Bezug auf die Taxazahlen auffällt. Die mittlere Eveness über alle Substratproben beträgt 0,62. Die höchsten Werte für die Eveness treten in den Substraten Sand, Steinschüttung (nur degradierter Abschnitt), Kies, Lehm und Grobkies auf (Anhang 7.1).

Tab. 7.1: Übersicht der Renkonen'schen Zahlen für die Substratvergleiche

(■ = >30%, ■ = >40%, ■ = >50%, ■ = >60%, ■ = >70%, ■ >80%)



Substrate	Steinschüttung	Grobkies	Kies	Sand	Lehm	Schlamm	Feindetritus	Grobdetritus	Totholz	Makrophyten
Steinschüttung	100,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Grobkies	59,21	100,00	-	-	-	-	-	-	-	-
Kies	64,32	82,72	100,00	-	-	-	-	-	-	-
Sand	76,39	54,36	60,32	100,00	-	-	-	-	-	-
Lehm	73,28	59,57	69,66	71,71	100,00	-	-	-	-	-
Schlamm	62,09	39,30	48,23	69,70	63,10	100,00	-	-	-	-
Feindetritus	74,36	65,81	70,73	68,83	74,28	60,56	100,00	-	-	-
Grobdetritus	76,37	57,55	62,37	71,76	72,15	59,53	79,84	100,00	-	-
Totholz	41,43	38,56	39,15	33,07	45,38	38,43	39,99	46,32	100,00	-
Makrophyten	63,89	63,62	70,24	58,23	65,10	45,34	74,01	76,82	54,17	-

Die in Kap. 6 aufgestellte Vermutung einer Verbesserung der Besiedlung des Makrozoobenthos durch die organischen Substrate wird durch die Ergebnisse unterstützt. So führen diese vor allem in den renaturierten Abschnitten zusätzlich auftretenden Substrate zu einer Zunahme der Taxazahlen. Auf dem Substrat Totholz wurden 16 Taxa festgestellt, die auf dieses Substrat beschränkt waren. Neun weitere Taxa sind auf Fein- und Grobdetritus beschränkt. In den Substraten Kies und Makrophyten treten fünf bzw. vier zusätzliche Taxa auf, die nicht im degradierten Abschnitt vorkommen. Im degradierten Abschnitt sind insgesamt vier Taxa vertreten, die nur hier auftreten. Davon sind zwei auf das Substrat Steinschüttung beschränkt. Von den 64 Taxa (Art- und Gattungsniveau), die nur in den renaturierten Abschnitten gefunden wurden – was z.T. auch auf der größeren Anzahl von Einzelproben beruht - sind sieben als Gütezeiger des Deutschen Faunaindex (Typ 12 und 15 in Summe) und 19 als positive Fließgewässerarten einzustufen. Das Auftreten zusätzlicher Taxa ist u.a. auf die in den renaturierten Abschnitten hinzu kommenden Substrate zurückzuführen. Die positive Einstufung mehrerer dieser Taxa als sensitive Arten kann eine Ursache für die Verbesserungen in der ökologischen Zustandsbewertung sein (s. Kap. 6.3.1).

7.3.1.3 Positive und negative Fließgewässertaxa

Auf Grundlage der in Kap. 6.2.2 eingestuften positiven und negativen Taxa wurde eine Zusammenstellung dieser Taxa bezogen auf die untersuchten Substrate vorgenommen (Tab. 7.2). Bedingt durch die unterschiedliche Anzahl von Einzelproben in den Substraten ist für eine bessere Vergleichbarkeit das Verhältnis zwischen den positiven und negativen Taxa ermittelt worden. Ein Verhältnis über 1,0 zeigt ein Überwiegen der positiven Taxa, ein solches < 1,0 eine höhere Anzahl der negativen Taxa im betreffenden Substrat an.

Tab. 7.2: Anzahl der positiven und negativen Fließgewässertaxa des Makrozoobenthos in den verschiedenen Substraten

( = höchster Wert,  = niedrigster Wert)

Substrat	Anzahl Einzelproben n =	Positiv-Taxa	Negativ-Taxa	Verhältnis positiv/negativ Taxa
Kies	40	23	17	1,35
Sand	40	19	14	1,35
Makrophyten	40	23	25	0,91
Schlamm	32	11	18	0,63
Lehm	22	16	12	1,33
Grobkies	21	21	15	1,41
Grobdetritus	17	16	18	0,91
Steinschüttung	16	17	12	1,41
Feindetritus	12	13	18	0,71
Totholz	11	16	19	0,83

Die Ergebnisse zeigen, dass die mineralischen Substrate durchgehend Verhältniswerte über 1,0 und damit eine höhere Anzahl positiver im Vergleich zu den negativen Taxa aufweisen. Ursache ist zum einen, dass in Einzelfällen Taxa, die nach PERLODES für den Typ 12 als Störzeiger, für den Typ 15 jedoch als Gütezeiger eingestuft sind, hier als positiv eingeordnet wurden (Anhang 6.1). Dadurch treten z.T. Arten des Gewässertyps 15 und damit Taxa der eher mineralischen Substrate hier häufiger auf. Zum anderen sind die für die organischen Substrate und damit für den Gewässertyp 12 typischen Taxa insgesamt nur mit wenigen Arten in den untersuchten Abschnitten vertreten. Hinzu kommt der insgesamt hohe Anteil an negativ eingestuften Taxa sowohl im Hinblick auf allgemeine Fließgewässertaxa als auch nach der Einstufung des Deutschen Faunaindex, die den „heterogenen und flächenhaft betrachtet hohen Belastungsstand (im Nierseinzugsgebiet) zeigt“ (MUNLV 2005 a).

Von den natürlichen mineralischen Substraten zeigt Grobkies das günstigste Verhältnis positiver zu negativen Taxa an, gefolgt von Kies und Sand. Das technische Substrat Steinschüttung weist den gleichen Wert wie Grobkies auf, ist jedoch aufgrund der von diesem Substrat ausgehenden negativen Wirkungen für das Gewässer insgesamt negativ zu bewerten. Die höchste Zahl positiver Taxa wird mit 23 in den Substraten Kies und Makrophyten erreicht, wobei im Substrat Grobkies bei nur etwa der Hälfte der Einzelproben bereits 21 positive Taxa auftreten. Die höchste Zahl negativer Taxa tritt bei den Makrophyten auf und das ungünstigste Verhältnis positiver zu negativen Taxa im Substrat Schlamm.

7.3.1.4 Substratspezifischer Vergleich der Taxa

In diesem Kapitel wird untersucht, inwieweit sich die Substrate hinsichtlich der Individuenzahlen einzelner Taxa unterscheiden. Dieses wird für die in den renaturierten und degradierten Abschnitten gemeinsam vorhandenen Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm auf Basis der Daten aus den substratspezifischen Einzelproben analysiert (Anhang 6.1). Sind weitere Differenzierungen der Taxahäufigkeiten zwischen den Substraten möglich, kann dieses auch Auswirkungen auf die Besiedlung der renaturierten und degradierten Abschnitte haben aufgrund jeweils unterschiedlicher Flächenanteile dieser Substrate.

Vergleich der Abundanzen

Anhand der Box-Whisker-Plots zeigt sich bereits, dass mehrere Taxa Substratpräferenzen zeigen (Anhang 7.2). Die Art *Calopteryx splendens* beispielsweise ist in den Makrophyten wesentlich häufiger vertreten, als in den übrigen Substraten. *Psychomyia pusilla* bevorzugt dagegen das Substrat Kies und *Corixidae* Gen. sp. treten im Schlamm am häufigsten auf. Die Eintagsfliege *Baetis fuscatus* dagegen ist in den Substraten Kies und Makrophyten etwa gleich häufig anzutreffen. Kein Taxon zeigt Präferenzen für das Substrat Sand.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) und U-Test nach Mann-Whitney

Nach der Betrachtung aller beprobten Substrate in den vorangegangenen Kapiteln (7.3.1.1 bis 7.3.1.3) wurden diese Daten für die vier benannten Substrate zunächst einer ANOVA unterzogen, die erste Hinweise auf signifikante Unterschiede in den Varianzen der Individuenzahlen zwischen den Datensätzen gibt. Es wurden 60 Taxa ausgewählt und ihre Individuenzahlen zwischen den Substraten verglichen. Die übrigen nachgewiesenen Taxa konnten statistisch nicht weiter ausgewertet werden, da sie jeweils nur in einer oder zwei Einzelproben vorkommen. 30 Taxa weisen statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen auf. Von diesen 30 Taxa sind elf als positive Taxa und zehn als negative Taxa eingestuft worden. Die festgestellten Unterschiede betreffen somit positive und negative Taxa sowie nicht eingestufte Taxa gleichermaßen.

Die Tab. 7.3 stellt die Ergebnisse der U-Tests zusammengefasst mit denen aus der ANOVA dar. Die Vergleiche der Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm mittels U-Test nach Mann-Whitney wurden für jedes durch die ANOVA ermittelte Taxon und alle sechs möglichen Substratkombinationen durchgeführt. Es ist zunächst für jedes Taxon das Substrat aufgeführt, das jeweils den höchsten Medianwert der Individuenzahlen aufweist. Die Werte stimmen jeweils mit den höchsten Mittelwerten aus der ANOVA überein, die für jedes Substrat angegeben sind. Einzige Ausnahme ist *Baetis fuscatus*, die den höchsten Median im Kies zeigt, der höchste Mittelwert liegt allerdings im Substrat Makrophyten. Weiterhin zeigt die Tab. 7.3 die Anzahl der signifikanten Vergleiche im Substrat mit dem höchsten Median-Wert. Die entsprechenden Signifikanz-Niveaus sowie die Gesamtzahl signifikanter Substratvergleiche sind angegeben.

Tab. 7.3: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden der Individuenzahlen zwischen den Substraten nach ANOVA und Mann-Whitney-U-Test, auf Basis aller Einzelproben pro Substrat

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, sortiert nach höchsten Werten und Substraten sowie innerhalb der Substrate nach p;

■ =höchster Wert, ■ =niedrigster Wert; ***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$)

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+ negativ-	Makrophyten	Kies	Schlamm	Sand	U-Test Ergebnis	
							höchster Median-Wert im Substrat	Anzahl signifikanter Vergleiche (im Substrat mit höchstem Median-Wert/ insgesamt)
<i>Calopteryx splendens</i>	1,25E-09	+	2,1	0,08	0,1	0	Makrophyten	3 ***/ 4
<i>Erpobdella octoculata</i>	1,23E-08	-	1,4	0,05	0,2	0,03	Makrophyten	3 **/ 4
<i>Asellus aquaticus</i>	6,69E-06	-	0,75	0,1	0,16	0	Makrophyten	3 ***/ 4
<i>Gammarus roeseli</i>	2,78E-06	+	188	23	27,1	7,5	Makrophyten	3 ***/ 6
<i>Glossiphonia complanata</i>	0,0007	-	0,65	0,13	0,2	0,1	Makrophyten	3 */ 3
<i>Helobdella stagnalis</i>	0,001	-	2,1	0,2	0,4	0,1	Makrophyten	2 **/ 3
<i>Proasellus coxalis</i>	0,003		3,1	0,4	1,3	0,05	Makrophyten	3 */ 5
<i>Erpobdella vilnensis</i>	1,3E-05	-	0,45	0,03	0	0	Makrophyten	3 **/ 3
<i>Baetis vernus</i>	1,79E-05	+	18,2	3,6	1,0	1,4	Makrophyten	3 ***/ 5
<i>Baetis fuscatus</i>	0,0002	+	3,4	2,3	0,1	0,13	Kies	2 **/ 4
<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	0,007	-	0,5	0,13	0	0,05	Makrophyten	2 */ 3
<i>Anabolia nervosa</i>	0,045	+	0,15	0,08	0	0,03	Makrophyten	2 */ 2
<i>Physa fontinalis</i>	0,0008	-	0,43	0,03	0,06	0,03	Makrophyten	3 **/ 3
<i>Tipulidae</i> Gen. sp.	0,004		0,18	0	0,03	0	Makrophyten	2 */ 2
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,049	-	4,7	0,6	0,3	0,6	Makrophyten	3 */ 3
<i>Psychomyia pusilla</i>	0,002	+	0,1	3,98	0,2	0,75	Kies	3 ***/ 3

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+ negativ-	Makrophyten	Kies	Schlamm	Sand	U-Test Ergebnis	
							höchster Median-Wert im Substrat	Anzahl signifikanter Vergleiche (im Substrat mit höchstem Median-Wert/ insgesamt)
<i>Goera pilosa</i>	0,01	+	0	1,6	0	0,08	Kies	3 **/ 3
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0,002		0	1,6	0	0,3	Kies	3 */ 5
<i>Echinogammarus berilloni</i>	0,01		0,15	1,6	0	0,03	Kies	2 */ 2
<i>Heptagenia sulphurea</i>	0,01	+	0,3	4,2	0,03	0,45	Kies	3 ***/ 3
<i>Hydrachnidia</i> Gen. sp.	0,02		0,08	0,3	0	0,03	Kies	2 */ 2
<i>Elmis</i> sp.	0,02	+	0	0,3	0	0,05	Kies	2 */ 2
<i>Corixidae</i> Gen. sp.	0,003	-	0,08	0,08	0,9	0,08	Schlamm	3 */ 3
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	6,50E-09		101	29,3	272	32,7	Schlamm	3 **/ 6
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	0,0007		15,4	7,5	28,9	7,6	Schlamm	3 */ 4
<i>Pisidium</i> sp.	0,008	+	4,5	0,4	18,3	2,5	Schlamm	2 */ 4
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	6,84E-05		1,9	0,7	13,0	0,1	Schlamm	2 */ 4
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.	0,002		1,6	1,3	2,4	0,3	Schlamm	3 */ 4

Die Taxa sind geordnet nach den höchsten Werten für die einzelnen Substrate. Insgesamt zeigen 15 Taxa im Substrat Makrophyten die höchsten Mittelwerte der Individuenzahlen. In den meisten Fällen sind diese Werte deutlich höher als in den übrigen drei Substraten. Somit weisen diese Taxa offensichtlich eine Präferenz des Substrats Makrophyten auf. Von den weiteren untersuchten Taxa sind sieben mit den höchsten Mittelwerten im Substrat Kies und sechs mit entsprechenden Werten im Schlamm vertreten. Die Ergebnisse der U-Tests verdeutlichen die Substratpräferenzen. Kein Taxon weist eine Bindung an das Substrat Sand auf, das, wie zahlreiche Untersuchungen belegen, grundsätzlich gering besiedelt ist (TITTIZER, SCHLEUTER 1986). Vor allem feine und mittlere Sande mit nur geringen organischen Bestandteilen sind hinsichtlich der vorhandenen Biomasse als schwach besiedelt einzuordnen (BARTON, LOCK 1979).

Drei der vier Substrate stellen somit jeweils bevorzugte Habitate für einzelne Taxa dar. Allerdings sind für diese Präferenz neben dem Substrattyp auch weitere Faktoren wie die Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Nahrungsangebot u.a. von Bedeutung (Rabeni, Minshall 1977, Tolkamp 1980). Die häufigsten Taxa mit der größten Stetigkeit wie *Oligochaeta* Gen. sp., *Gammarus roeseli*, *Chironomini* Gen. sp. und *Baetis vernus* sind in allen Substraten vertreten. Somit unterscheiden sich die Teilzönosen der Substrate hinsichtlich der dominierenden Taxa eher in der Häufigkeit als in ihrer Zusammensetzung (AMBÜHL 1959). Dennoch gibt es bei Betrachtung aller Taxa Unterschiede in der Zusammensetzung der Biozönosen der Substrate. Einige der hier untersuchten Taxa sind nur in zwei oder drei der vier Substrate vertreten, fehlen also in den übrigen. So zeigt das Taxon *Tipulidae* Gen. sp. eine Präferenz für Makrophyten und tritt in den mineralischen Substraten Kies und Sand nicht auf. *Calopteryx splendens* und *Asellus aquaticus* als typische Vertreter des Gewässertyps 12 meiden in diesem Falle Sand als Habitat. Die Taxa *Hydropsyche angustipennis*, *Elmis* sp. und *Goera pilosa* – charakteristische Taxa für die Gewässertypen 15 und 17 - kennzeichnen eine Präferenz für Kies. Gleichzeitig meiden sie die organischen Substrate Makrophyten und Schlamm.

7.3.1.5 Substratspezifischer Vergleich der Metrics

In diesem Kapitel wird untersucht, inwieweit sich die Substrate hinsichtlich der Ausprägungen einzelner Metrics unterscheiden. Dieses wird für die in den renaturierten und degradierten Abschnitten gemeinsam vorhandenen Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm analysiert. Grundlage sind die aus den substratspezifischen Einzelproben berechneten Metricausprägungen. Sind Differenzierungen der Metricwerte zwischen den Substraten vorhanden, kann dieses auch Auswirkungen auf die Metricausprägungen der renaturierten und degradierten Abschnitte haben, da sich die Flächenanteile dieser Substrate jeweils unterscheiden.

Vergleich der Metricwerte

Anhand der Box-Whisker-Plots zeigt sich, dass sich die Werteverteilungen mehrerer Metrics zwischen den Substraten unterscheiden (Anhang 7.2). So finden sich erwartungsgemäß die meisten Indikatortaxa des Dt. Faunaindex 11/12 im Substrat Makrophyten. Der Dt. Faunaindex 15/17 weist entsprechend im Kies die höchsten Werte auf. Die EPT Taxa % (HK) treten im Kies mit den höchsten Anteilen auf, genauso die Trichoptera %. Diese und weitere Beispiele (u.a. Ephemeroptera Taxazahl, Taxazahl) verdeutlichen den Stellenwert der Substrate Kies und Makrophyten für die Ausprägung einzelner Metrics.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) und U-Test nach Mann-Whitney

Nach der Betrachtung aller beprobten Substrate in den vorangegangenen Kapiteln (7.3.1.1 bis 7.3.1.3) wurden diese Daten für die vier benannten Substrate zunächst einer ANOVA unterzogen, die erste Hinweise auf signifikante Unterschiede in den Varianzen der Individuenzahlen zwischen den Datensätzen gibt. Es sind 46 Metrics ausgewählt und ihre Werte zwischen den Substraten verglichen worden. Von diesen weisen 42 Metrics statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen auf. Die Tab. 7.4 stellt die Ergebnisse der U-Tests zusammengefasst mit denen aus der ANOVA dar.

Die Vergleiche der Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm mittels U-Test nach Mann-Whitney wurden für jeden durch die ANOVA ermittelten Metric und alle sechs möglichen Substratkombinationen durchgeführt. Es ist zunächst für jeden Metric das Substrat aufgeführt, das jeweils den höchsten Medianwert des Metrics aufweist. Die Werte stimmen weitgehend mit den höchsten Mittelwerten aus der ANOVA überein, die jeweils für jedes Substrat angegeben sind. Weiterhin zeigt die Tab. 7.4 die Anzahl der signifikanten Vergleiche im Substrat mit höchstem Median-Wert. Die jeweiligen Signifikanz-Niveaus sowie die Gesamtzahl signifikanter Substratvergleiche werden dargestellt. In Tab. 7.4 sind die Mittelwerte der Metrics in den Substraten geordnet nach den höchsten Werten für die einzelnen Substrate dargestellt. Die vier betrachteten Substrate unterscheiden sich auch hinsichtlich der Ausprägung zahlreicher Metrics. Damit kann die Verschiebung der Substratanteile in den renaturierten Abschnitten auch zu einer Veränderung der bewertungsrelevanten Metrics und damit zu einer Änderung der ökologischen Zustandsbewertung führen. Die substratspezifischen Metrics bestätigen weitgehend die autökologische Einstufung der Taxa und zeigen die höchsten Werte im jeweiligen Substrat. Die bewertungsrelevanten Metrics des Faunaindex für den Typ 11/12 sind jeweils in den organischen Substraten Makrophyten und Schlamm am besten ausgeprägt. Im Substrat Kies treten die höchsten Werte für die EPT-Taxa (% HK) und für die Zahl der Trichoptera-Taxa auf.

Tab. 7.4: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden zwischen den Substraten nach ANOVA und Mann-Whitney-U-Test, auf Basis aller Einzelproben pro Substrat

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; = höchster Wert, = niedrigster Wert, rechte Spalten mit U-Test-Ergebnissen,
 ***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$)

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	Makrophyten	Sand	Kies	Schlamm	U-Test Ergebnisse	
						höchster Median-Wert im Substrat	Anzahl signifikanter Vergleiche (im Substrat mit höchstem Median-Wert/ insgesamt)
Substratbezogene Metrics							
% Phytal	6,93E-08	35,4	18,8	21,5	14,2	Makrophyten	3*** / 5
% Pelal	1,99E-13	9,6	21,3	13,7	24,3	Schlamm	2*** / 4
% Psammal	1,33E-09	14,6	24,8	17,8	28,8	Schlamm	2*** / 5
Strömungsbezogene Metrics							
% Hypokrenal	1,39E-05	6,5	3,3	4,1	5,3	Makrophyten	2*** / 3
% Epirhithral	0,003	10,6	8,1	9,7	9,9	Kies	1* / 3
% Rheo-Limnophil	4,44E-09	53,5	19,0	26,3	43,3	Makrophyten	2*** / 5
% Metapotamal	2,25E-06	9,2	13,2	8,8	10,3	Sand	3** / 5
% Limno-Rheophil	5,5E-07	2,8	15,9	3,5	2,2	Sand	3** / 5
Index Bioz. Region	2,92E-06	5,4	5,8	5,2	5,6	Sand	2*** / 4
% Metarhithral	0,003	13,3	12,05	13,82	10,63	Kies	2** / 4
Rheoindex (HK)	2,08E-09	0,35	0,3	0,63	0,2	Kies	3*** / 4
% Rheophil	2,69E-08	23,3	23,1	40,2	6,2	Kies	3** / 5
Potamon-Typie-Index	1,13E-06	3,34	3,52	3,1	3,63	Schlamm	2* / 5
% Litoral	8,60E-05	16,2	16,6	13,0	17,3	Schlamm	1*** / 3
% Indifferent	5,20E-05	19,2	39,5	28,7	46,7	Schlamm	2* / 4

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	Makrophyten	Sand	Kies	Schlamm	U-Test Ergebnisse	
						höchster Median-Wert im Substrat	Anzahl signifikanter Vergleiche (im Substrat mit höchstem Median-Wert/ insgesamt)
Bewertungsrelevante Metrics							
Dt. Faunaindex Typ 11/12	2,70E-23	11,9	4,9	7,8	5,69	Makrophyten	3* / 3
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK)	1,78E-27	26,0	7,6	15,3	11,0	Makrophyten	3*** / 6
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	2,21E-11	7,4	2,2	5,7	2,7	Makrophyten	3* / 5
EPT Taxa % (HK)	5,85E-13	13,8	9,5	24,0	4,2	Kies	3*** / 5
Trichoptera Taxazahl	6,12E-09	1,3	0,7	2,2	0,5	Kies	3* / 5
Dt. Faunaindex Typ 15/17	7,65E-05	-0,16	-0,16	0,47	-0,20	Kies	3** / 3
Dt. Faunaindex Typ 11/12	0,01	0,25	0,15	0,2	0,46	Schlamm	3* / 3
% Litoral	8,60E-05	16,2	16,6	13,0	17,3	Schlamm	1* / 3
% Pelal	1,99E-13	9,6	21,3	13,7	24,3	Schlamm	2*** / 4
Zusammensetzung Großgruppen							
Crustacea %	2,51E-20	61,3	17,7	45,8	19,4	Makrophyten	3** / 5
Ephemeroptera (Abund.)	2,1E-06	24,6	2,4	13,0	1,3	Makrophyten	3* / 5
Crustacea Taxazahl	1,34E-17	4,2	1,6	3,0	2,3	Makrophyten	3*** / 6
EPTCBO	4,06E-10	5,2	2,8	5,2	2,1	Makrophyten	2*** / 4
Diptera Taxazahl	1,12E-08	4,2	2,2	3,5	3,8	Makrophyten, Schlamm	2* / 4
Diptera %	0,001	13,1	29,9	19,2	21,2	Sand	3* / 3
Bivalvia %	4,09E-08	1,7	14,4	1,5	3,9	Sand	3** / 5
Trichoptera %	3,99E-06	1,1	2,9	9,5	0,4	Kies	3*** / 4
EPT/Diptera	0,0003	0,9	0,7	1,4	0,3	Kies	3** / 5
EPT Taxa % (HK)	5,85E-13	13,8	9,5	24,0	4,2	Kies	3*** / 5

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	Makrophyten	Sand	Kies	Schlamm	U-Test Ergebnisse	
						höchster Median-Wert im Substrat	Anzahl signifikanter Vergleiche (im Substrat mit höchstem Median-Wert/ insgesamt)
EPT Taxazahl	8,5E-14	3,0	1,3	4,3	0,9	Kies	3* / 5
Trichoptera (Abund.)	0,0003	6,4	4	22,7	0,8	Kies	3* / 5
Ephemeroptera Taxazahl	4,93E-14	1,7	0,6	2,1	0,4	Kies	2*** / 4
Trichoptera Taxazahl	6,12E-09	1,3	0,7	2,2	0,5	Kies	3* / 5
Diptera (Abund.)	0,002	84	17	33	110	Makrophyten	2** / 5
Oligochaeta %	9,31E-14	14,8	25,1	16,0	53,3	Schlamm	3*** / 3
OD/Total Taxa	1,62E-05	28,4	39,1	33,6	45,6	Schlamm	3* / 4
Oligochaeta (Abund.)	6,6E-09	101	33	29	273	Schlamm	3** / 5
Diversitätsmetrics							
Taxazahl	1,82E-19	18	9	14	11	Makrophyten	3*** / 6
Anzahl Familien	1,68E-17	11,9	6,1	9,1	7,6	Makrophyten	3*** / 6
Anzahl Gattungen	2,9E-19	15,7	7,7	12,1	10,0	Makrophyten	3*** / 6
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	1,79E-18	10,2	3,9	7,3	4,2	Makrophyten	3*** / 5
BMWP	5,83E-14	45,5	22,1	40,1	25,3	Makrophyten	2*** / 4
Abundanz	2,15E-09	627	89	206	495	Makrophyten	3** / 6
Dt. Saprobienindex neu	0,01	2,21	2,14	2,14	2,31	Schlamm	2* / 4

Die Diversitätsmetrics wie Anzahl der Taxa, Gattungen, Familien und Abundanzen sind im Substrat Makrophyten mit den höchsten Werten vertreten. Der Deutsche Saprobienindex neu zeigt den höchsten Mittelwert im Schlamm, den niedrigsten im Kies. Von den Metrics der Großgruppen weisen vor allem solche, die sensitivere Taxa anzeigen (z.B. Trichoptera %, Trichoptera Abundanz, Trichoptera Taxazahl, Ephemeroptera Taxazahl, EPT HK), die höchsten Werte im Substrat Kies auf, gefolgt von den Makrophyten (EPTCBO, Ephemeroptera Abundanz).

Fazit

Der Vergleich der Ähnlichkeiten in der Besiedlung der Substrate zeigt recht hohe Übereinstimmungen bei Betrachtung der Dominanzidentität. Größere Unterschiede treten dagegen bei der Artidentität auf. Die Substrate zeigen Unterschiede in den Taxazahlen, Abundanzen und der Anzahl der positiven Taxa. Es konnten substratspezifische Taxa und Metricausprägungen für die vier gemeinsam vorkommenden Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm ermittelt werden. Organische Substrate sind tendenziell anders besiedelt als mineralische. Totholz weist eine relativ eigenständige Besiedlung auf.

Unterschiedliche Flächenanteile der Substrate sind damit eine Ursache für veränderte Häufigkeiten der Taxa. Zusätzlich auftretende Substrate in den renaturierten Abschnitten bedeuten ein höheres Potenzial für weitere Taxa. Die Analyse dieser Substrate in den renaturierten Abschnitten zeigt, dass sie zusätzliche Taxa aufweisen, die in den übrigen Substraten und im degradierten Abschnitt nicht auftreten. Auch in den vier gemeinsamen Substraten weisen die Biozönosen der renaturierten Abschnitte zusätzliche Taxa auf. Auch mehrere Metrics zeigen unterschiedliche Ausprägungen in den verschiedenen Substraten. Durch unterschiedliche Anteile der Substrate in renaturierten und degradierten Abschnitten sind daher auch Auswirkungen auf die bewertungsrelevanten Metrics und damit auf die ökologische Bewertung möglich.

7.3.2 Substratspezifische Lebensgemeinschaften im Vergleich renaturiert -degradiert

In Kapitel 7.3.1 konnte gezeigt werden, dass die untersuchten Substrate in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos verschieden besiedelt sind. Hier wird nun untersucht, ob die einzelnen Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm jeweils im Vergleich zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten Unterschiede in der Besiedlung des Makrozoobenthos aufweisen. Es soll die Frage beantwortet werden, ob die gleichen Substrate in den renaturierten Abschnitten besser besiedelt sind. Können beispielsweise solche positiven Veränderungen nachgewiesen werden, ändert sich damit auch die alpha-Diversität.

7.3.2.1 Ähnlichkeiten

Die Ähnlichkeiten werden für die einzelnen Substrate jeweils tabellarisch mit den Abschnitts-vergleichen dargestellt (Tab. 7.5 bis Tab. 7.8). Es sind jeweils die Ergebnisse der Renkon-en`schen Zahlen dargestellt.

Kies

Die höchsten Ähnlichkeiten im Substrat Kies (Tab. 7.5) beim den Renkonen`schen Zahlen zeigen die Vergleiche des älteren renaturierten mit dem degradierten Abschnitt in den Jahren 2005 und 2006 sowie der Vergleich des degradierten Abschnitts zwischen den beiden Jahren mit Werten über 70 %. Damit bestätigen sich die Aussagen zum Abschnittsvergleich der Besiedlung, die zeigten, dass die Biozönose des degradierten Abschnitts zwischen den Jahren durch ähnliche Taxa dominiert wird. Zudem wird der ältere renaturierte Abschnitt durch die Besiedlung angrenzender Abschnitte beeinflusst, so dass die dominanten Taxa weitgehend ähnlich sind. Deutlich darunter liegen die Werte für den Vergleich des älteren renaturierten Abschnitts zwischen den Jahren 2005 und 2006 sowie mit dem degradierten Abschnitt 2006 mit 57 % bzw. 47 %. Offenbar hat sich die Zusammensetzung der dominierenden Taxa 2006 im älteren renaturierten Abschnitt deutlich verändert. Der junge renaturierte Abschnitt zeigt durchweg geringe Ähnlichkeiten mit dem älteren renaturierten sowie mit dem degradierten Abschnitt, die um und unter 30 % liegen. Im frühen Pionierstadium dominieren hier offenbar andere Taxa die Besiedlung.

Tab. 7.5: Übersicht der Renkonen`schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Kies

(= <30%, = >30%, = >40%, = >50%, = >60%, ... = >70%)






Abschnitte	PN05 renat. „alt“	PN06 renat. „alt“	PS07 renat. „jung“	PS05 degrad.	PS06 degrad.
PN05 renat. „alt“	100				
PN06 renat. „alt“	56,80	100			
PS07 renat. „jung“	28,96	30,84	100		
PS05 degrad.	73,18	71,25	25,36	100	
PS06 degrad.	46,62	76,77	27,07	66,70	100











Sand

Die Dominanzidentität weist mit 76 % hohe Übereinstimmungen der Besiedlung in den Abschnitten „degradiert“ und „renaturiert alt“ im Jahr 2005 auf (Tab. 7.6). Im Gegensatz dazu zeigt der Vergleich dieser Abschnitte im Jahr 2006 mit 46 % nur geringe Ähnlichkeiten. Mögliche Erklärungen könnten die Weiterentwicklung der Biozönose oder stabilere Lagerungsbedingungen (weniger mobiler Sand) im renaturierten Abschnitt sein. Der Vergleich der älteren

Renaturierung zwischen 2005 und 2006 ergibt mit 63 % einen recht hohen Wert. Die geringen Ähnlichkeiten der Besiedlung in der jungen Renaturierung mit den übrigen Abschnitten machen auch für das Substrat Sand deutlich, dass sich die dominanten Taxa in der frühen Sukzessionsphase deutlich von denen der anderen Abschnitte unterscheiden.

Tab. 7.6: Übersicht der Renkonen'schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Sand






( = >30%,  = >40%,  = >50%,  = >60%,  = >70%)











Abschnitte	PN05 renat. „alt“	PN06 renat. „alt“	PS07 renat. „jung“	PS05 degrad.	PS06 degrad.
PN05 renat. „alt“	100				
PN06 renat. „alt“	62,94	100			
PS07 renat. „jung“	40,20	31,54	100		
PS05 degrad.	75,79	65,61	50,00	100	
PS06 degrad.	57,90	45,52	35,33	56,91	100

Makrophyten

Die Ähnlichkeit der dominierenden Taxa im Substrat Makrophyten zeigt für den Vergleich der Abschnitte „renaturiert alt“ und „degradiert“ hohe Werte mit über 70 % an (Tab. 7.7). Das gilt annähernd auch für den jährlichen Vergleich der Abschnitte untereinander. Die Übereinstimmungen zwischen dem älteren und jüngeren renaturierten Abschnitt sind auch hier mit 48 % bis 55 % deutlich geringer, liegen jedoch über den Werten in den Substraten Kies und Sand. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Makrophyten in umgestalteten Abschnitten ein wichtiges „Hartsubstrat“ für die Besiedlung darstellen und rasch durch Taxa aus dem lokalen Artenpool besiedelt werden. Etwas niedriger liegen die Werte für den Vergleich des jüngeren renaturierten Abschnitts mit dem degradierten Abschnitt.

Tab. 7.7: Übersicht der Renkonen'schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Makrophyten






( = >30%,  = >40%,  = >50%,  = >60%,  = >70%)











Abschnitte	PN05 renat. „alt“	PN06 renat. „alt“	PS07 renat. „jung“	PS05 degrad.	PS06 degrad.
PN05 renat. „alt“	100				
PN06 renat. „alt“	67,79	100			
PS07 renat. „jung“	47,67	54,77	100		
PS05 degrad.	81,08	72,35	46,69	100	
PS06 degrad.	70,15	72,32	41,94	72,02	100

Schlamm

Die Dominanzidentität im Substrat Schlamm zeigt für den Vergleich „renaturiert alt“ und „degradiert“ hohe bis sehr hohe Werte zwischen 67 % und 84 % an. Ähnlich hoch sind die Werte für die jährlichen Vergleiche beider Abschnitte untereinander. Die in den übrigen Substraten für die Vergleiche des jungen renaturierten Abschnitts geringeren Werte der Dominanzidentität werden im Substrat Schlamm nicht bestätigt. Damit zeigt die Besiedlung im Schlamm große Ähnlichkeiten der dominanten Taxa zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten. Möglicherweise ist die Dominanz wenig anspruchsvoller Taxa mit hohem Ausbreitungspotenzial in diesem Substrat eine Ursache.

Tab. 7.8: Übersicht der Renkonen'schen Zahlen für die Abschnittsvergleiche im Substrat Schlamm

( = >30%,  = >40%,  = >50%,  = >60%,  = >70%)

Abschnitte	PN05 renat. „alt“	PN06 renat. „alt“	PS07 renat. „jung“	PS05 degrad.	PS06 degrad.
PN05 renat. „alt“	100				
PN06 renat. „alt“	71,18	100			
PS07 renat. „jung“	74,71	62,46	100		
PS05 degrad.	72,66	76,81	61,60	100	
PS06 degrad.	67,16	83,64	66,03	69,49	100

Fazit

- Die Renkonen'schen Zahlen weisen v.a. für die Einflussfaktoren Sukzession und Renaturierung „jung“ in den Substraten Kies, Sand und Makrophyten größere Unterschiede auf und deuten damit auf das frühe Pionier- bzw. Sukzessionsstadium der jungen Renaturierung hin
- Bei den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession treten die größten Unterschiede im Substrat Kies auf. Möglicherweise wird die Besiedlung des Substrats durch angrenzende organische und hochwertige Substrate beeinflusst
- Makrophyten weisen in diesen Einflussfaktoren große Ähnlichkeiten auf. Sie stellen ein wichtiges Substrat für die schnelle Besiedlung aus dem lokalen Artenpool dar
- Im Einflussfaktor Renaturierung „alt“ wurden die größten Unterschiede im Substrat Sand festgestellt. Möglicherweise wird die Besiedlung des Substrats durch angrenzende organische und hochwertige Substrate beeinflusst
- Im Substrat Schlamm treten für alle Einflussfaktoren die höchsten Werte auf. Das Substrat wird durch eine große Zahl von Ubiquisten und wenig anspruchsvollen Taxa besiedelt, die häufig eine große Ausbreitungsfähigkeit aufweisen.

7.3.2.2 Taxazahlen, Eveness und Abundanzen



Werden die im Kapitel 7.3.1 dargestellten Ergebnisse für die Substrate weiter differenziert und Vergleiche zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten in Form von Box-Whisker-Plots aufgestellt, so wird deutlich, dass die mineralischen Substrate Kies und Sand sowie die Makrophyten in den renaturierten Abschnitten höhere Taxazahlen aufweisen (Anhang 7.3). Die Abundanzen der renaturierten Abschnitte liegen in den Substraten Kies, Sand und Makrophyten ebenfalls deutlich über den Werten der degradierten Abschnitte. Die höchsten Werte der Eveness wurden in den Substraten Sand und Kies ermittelt. Die Werte in den Substraten Sand, Kies und Makrophyten liegen im degradierten Abschnitt geringfügig höher, im Substrat Schlamm ist es umgekehrt.

Die Darstellungen dieser Metrics als Box-Whisker-Plots (Anhang 7.3) geben einen ersten Überblick über die Werteverteilung der hier ausgewählten Kenngrößen in den Substraten der renaturierten und degradierten Abschnitte. In Kap. 7.3.2.4 erfolgt die weitere Analyse im Hinblick auf statistisch signifikante Unterschiede.

7.3.2.3 Positive und negative Fließgewässertaxa

Die Einstufung der Taxa in positive und negative Fließgewässertaxa (Anhang 6.1) erfolgt hier als Aufsummierung der in den untersuchten Niersabschnitten im jeweiligen Substrat vorkommenden Taxa (Tab. 7.9).

Tab. 7.9: Anzahl der positiven und negativen Fließgewässertaxa des Makrozoobenthos in den gemeinsamen Substraten im Abschnitts-Vergleich

( =höchster Wert,  = niedrigster Wert)

Abschnitt	Einstufung	PN05 renaturiert, alt	PN06 renaturiert, alt	PS07 renaturiert, jung	PS05 degradiert	PS06 degradiert
Kies	Positiv-Taxa	19	13	10	11	9
	Negativ-Taxa	8	10	11	6	4
Sand	Positiv-Taxa	6	12	9	5	9
	Negativ-Taxa	7	10	8	5	4
Makrophyten	Positiv-Taxa	17	14	11	12	12
	Negativ-Taxa	16	14	14	12	11
Schlamm	Positiv-Taxa	7	9	4	4	5
	Negativ-Taxa	12	10	9	5	9

Es wird deutlich, dass die höchsten Werte positiver Fließgewässertaxa jeweils in den renaturierten Abschnitten auftreten. Die niedrigsten Werte weisen die degradierten Abschnitte in den Substraten Kies, Sand und Schlamm auf, während der junge renaturierte Abschnitt die geringste Zahl positiver Taxa in den Substraten Makrophyten und Schlamm zeigt. Damit gibt die Anzahl der positiven Fließgewässertaxa auch auf der Ebene der Substrat-Vergleiche

zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten erste Hinweise auf positive Veränderungen durch die Maßnahmen. Doch auch die negativen Fließgewässertaxa zeigen in den renaturierten Abschnitten die höchsten Werte. Die höchsten Anzahlen für positive Fließgewässertaxa treten im Kies und den Makrophyten auf, während die meisten negativen Fließgewässertaxa in den Substraten Makrophyten und Schlamm vorkommen.

7.3.2.4 Substratspezifischer Vergleich der Taxa

Auf Basis der Daten aus den substratspezifischen Einzelproben wird nachfolgend untersucht, inwieweit sich signifikante Unterschiede in der Besiedlung der gemeinsam vorkommenden Substrate (Kies, Sand, Makrophyten, Schlamm) zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten ergeben. Gegenstand des Vergleichs sind hier die Individuenzahlen der Taxa in den Einzelproben.

Vergleich der Abundanzen

Die Box-Whisker-Plot-Darstellungen machen bei Betrachtung der einzelnen Substrate erste Unterschiede zwischen den renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt deutlich (Anhang 7.3). Vor allem im Substrat Kies zeigen einige Taxa größere Abundanzen in den renaturierten Abschnitten (*Psychomyia pusilla*, *Hydropsyche angustipennis*, *Gammarus roeseli*, *Hydropsyche contubernalis*). Im Substrat Makrophyten sind in der jungen Renaturierung einige Taxa in deutlich höheren Individuenzahlen vertreten (*Prodiamesa olivacea*, *Baetis fuscatus*, *Simulium* sp.). Mehrere Taxa (*Gammarus fossarum*, *Hydroptila* sp., *Physa fontinalis*) weisen eine hohe jährliche Variabilität auf. Die Reaktionen in den Substraten Schlamm und Sand sind im Vergleich dazu gering.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

Die Ergebnisse der ANOVA (Tab. 7.10) zeigen, dass bei 20 von den 60 verglichenen Taxa statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen zwischen den fünf untersuchten Abschnitten auftreten. Von diesen 20 Taxa sind neun als positive Taxa, zwei als negative Taxa eingestuft.

Im Vergleich der Daten für das Substrat Kies wurden mittels ANOVA zehn, für die Makrophyten neun, für Schlamm fünf und für das Substrat Sand zwei Taxa ermittelt, deren Häufigkeiten sich zwischen den Abschnitten signifikant unterscheiden.

Tab. 7.10: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen der Substrate zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

(p<0,05, markiert sind die signifikanten Prüfgrößen F)

Taxa	Taxa positiv+ negativ-	Kies krit. F-Wert: 2,64	Makrophyten krit. F-Wert: 2,64	Sand krit. F-Wert: 2,64	Schlamm krit. F-Wert: 2,73
<i>Elmis</i> sp.	+	9,21	-	1,00	2,69
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.		7,71	0,69	3,97	3,39
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	+	7,00	1,00	1,47	0,72
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.		5,82	3,52	3,71	1,76
<i>Gammarus roeseli</i>	+	5,31	2,54	1,39	1,71
<i>Echinogammarus berilloni</i>		4,48	2,35	1,00	-
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		3,58	-	0,74	-
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	+	3,35	2,39	1,11	0,72
<i>Psychomyia pusilla</i>	+	2,93	1,75	1,06	1,33
<i>Baetis vernus</i>	+	2,85	4,37	1,6	1,43
<i>Hydroptila</i> sp.		1,43	8,70	2,52	2,27
<i>Physa fontinalis</i>	-	1,00	5,24	1,00	1,97
<i>Gammarus fossarum</i>	+	1,51	4,98	1,45	0,81
<i>Baetis fuscatus</i>	+	2,16	4,14	1,48	0,53
<i>Prodiamesa olivacea</i>	+	2,23	2,72	0,91	2,02
<i>Simulium</i> sp.		0,58	3,10	1,00	-
<i>Chironomus thummi</i> -Grp.	-	1,00	4,11	1,00	2,82
<i>Proasellus coxalis</i>		2,28	2,19	0,75	4,11
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.		2,27	1,49	2,26	10,40
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.		1,21	0,50	1,00	5,26
Summe:		10	9	2	5

Nachfolgend wird für die einzelnen Substrate untersucht, welche Taxa sich in ihren Häufigkeiten zwischen den Abschnitten signifikant unterscheiden.

Kies

Die Tab. 7.11 zeigt für das Substrat Kies die Mittelwerte der Individuenzahlen der Taxa, die signifikante Unterschiede in den Abschnitten zeigen, an. Diese sind sortiert nach den höchsten Werten vom älteren renaturierten Abschnitt (linke Spalten) über die junge Renaturierung bis zum degradierten Abschnitt (rechte Spalten). Von den zehn aufgeführten Taxa weisen acht die höchsten Mittelwerte im älteren, zwei im jungen renaturierten Abschnitt auf. Sechs der zehn aufgeführten Taxa sind positiv eingestufte Taxa. Negative Taxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen treten im Substrat Kies nicht auf. Kein Taxon dominiert hinsichtlich der Höhe der Individuenzahlen im degradierten Abschnitt.

Tab. 7.11: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Kies zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, ■ = höchster Wert, □ = niedrigster Wert)

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+ negativ-	PN05 renaturiert, alt	PN06 renaturiert, alt	PS07 renaturiert, jung	PS05 degradiert	PS06 degradiert
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	0,0003	+	1	0	0	0	0
<i>Elmis</i> sp.	3,41E-05	+	1,25	0	0	0	0
<i>Echinogammarus berilloni</i>	0,005		6,75	0	0	1	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0,015		5,75	1	0	1	0,25
<i>Baetis vernus</i>	0,038	+	1,75	10,25	0,25	0,25	5,88
<i>Psychomyia pusilla</i>	0,034	+	5,25	11,88	0,13	0,5	2,13
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	0,001		3,63	39,13	37,88	2,13	12,38
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	0,00014		20,0	80,4	3,9	17,9	24,13
<i>Gammarus roeseli</i>	0,0019	+	30,75	7,38	70,25	6,38	0,5
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	0,02	+	0,13	0,88	22,75	0	0

Makrophyten

Im Substrat Makrophyten weisen drei Taxa die höchsten Mittelwerte im älteren renaturierten Abschnitt auf, vier im jungen renaturierten Abschnitt und zwei im degradierten Abschnitt (Tab. 7.12). Vier der ermittelten Taxa sind positiv eingestuft und zeigen die höchsten Mittelwerte in den renaturierten Abschnitten. *Chironomus thummi*-Grp. als negativ eingestuftes Fließgewässertaxon tritt nur im jungen renaturierten Abschnitt auf und *Physa fontinalis* als zweite negativ eingestufte Art zeigt im degradierten Abschnitt den höchsten Mittelwert.

Tab. 7.12: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Makrophyten zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, ■ = höchster Wert, □ = niedrigster Wert)

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+ negativ-	PN05 renaturiert, alt	PN06 renaturiert, alt	PS07 renaturiert, jung	PS05 degradiert	PS06 degradiert
<i>Gammarus fossarum</i>	0,003	+	23,38	7,63	0,25	19,75	5,38
<i>Baetis vernus</i>	0,006	+	6	53,88	7,13	15,88	8,25
<i>Hydroptila</i> sp.	5,5E-05		0	5,63	0,13	0,13	1,63
<i>Baetis fuscatus</i>	0,008	+	0,13	0	9,13	1,25	0,38
<i>Chironomus thummi</i> -Grp.	0,008	-	0	0	2,63	0	0
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,045	+	1,25	0,5	29,58	1,13	0
<i>Simulium</i> sp.	0,03		2,0	1,4	46,8	1,6	0,4
<i>Physa fontinalis</i>	0,002	-	0,25	0,13	0	0,25	1,5
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	0,01		6,25	43,25	40,13	3,13	64,75

Sand

Nur die Taxa *Chironomidae* Gen. sp. und *Oligochaeta* Gen. sp. zeigen im Substrat Sand bezüglich ihrer Individuenzahlen signifikante Unterschiede (Tab. 7.13). Die höchsten Mittelwerte treten jeweils im älteren renaturierten Abschnitt im Jahr 2006 auf. Aufgrund des jeweils hohen taxonomischen Niveaus ist die Aussagekraft im Hinblick auf eine mögliche Reaktion auf die durchgeführten Maßnahmen jedoch gering. Möglicherweise sind stoffliche Einflüsse ausschlaggebend, so konnte 2006 ein höherer Anteil von Algen auf der Gewässersohle beobachtet werden.

Tab. 7.13: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Sand zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, ■ = höchster Wert, □ = niedrigster Wert)

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+ negativ-	PN05 renaturiert, alt	PN06 renaturiert, alt	PS07 renaturiert, jung	PS05 degradiert	PS06 degradiert
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	0,01		1	12	3,25	1,25	3,38
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	0,009		21,38	110	5,5	17,25	9,13

Schlamm

Von fünf Taxa mit signifikanten Unterschieden in ihren Häufigkeiten in den Abschnitten treten bei vier die höchsten Mittelwerte im degradierten Abschnitt auf. Es handelt sich dabei zum großen Teil um hohe taxonomische Niveaus, so dass auch hier die Aussagekraft in Bezug auf Reaktionen auf die Renaturierungen gering ist. *Chironomus thummi*-Gruppe kommt ausschließlich im jungen renaturierten Abschnitt vor. *Proasellus coxalis* wurde im älteren renaturierten Abschnitt im Substrat Schlamm nicht nachgewiesen.

Tab. 7.14: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden in den Individuenzahlen des Substrats Sand zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, ■ = höchster Wert, □ = niedrigster Wert)

Taxa	p-Wert	Taxa positiv+ negativ-	PN05 renaturiert, alt	PN06 renaturiert, alt	PS07 renaturiert, jung	PS05 degradiert	PS06 degradiert
<i>Chironomus thummi</i> -Grp.	0,045	-	0	0	14,5	0	0
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	0,02		87	407	139	267	649
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	0,003		2	7,4	12,8	1	58,8
<i>Proasellus coxalis</i>	0,01		0	0	1,3	0,5	7,25
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.	3,14E-05		0,75	2,75	3	0,5	10

Zur weiteren Konkretisierung der ANOVA-Ergebnisse, die erste Hinweise auf veränderte Häufigkeiten von Taxa in den Substraten zwischen degradierten und renaturierten Abschnitten

geben, erfolgte anschließend ein paarweiser Vergleich mit dem U-Test nach Mann-Whitney. Dadurch können die Wirkungen der Einflussfaktoren Renaturierung „alt“, Renaturierung „jung“, Sukzession und jährliche Variabilität auf die Besiedlung der Substrate ermittelt werden.

U-Test nach Mann-Whitney

Die unten stehenden Tab. 7.15 bis Tab. 7.17 stellen die Taxa dar, die sich in ihren Individuenzahlen in den für den jeweiligen Einflussfaktor relevanten Abschnittskombinationen (s. Kap. 4, Kap. 6.2.2) signifikant unterscheiden.

Kies

Das Taxon *Chironomidae* Gen sp. ist im älteren renaturierten Abschnitt häufiger als im degradierten, zeigt allerdings auch gleichzeitig eine hohe jährliche Variabilität an (Tab. 7.15). *Gammarus roeseli* nimmt durch den Einflussfaktor Renaturierung „jung“ zu und ist somit in der Lage, renaturierte Abschnitte unmittelbar nach der Umgestaltung wieder zu besiedeln. Auch *Hydropsyche contubernalis* besiedelt die junge Renaturierung wenige Monate nach der Umgestaltung schnell und ist dort signifikant häufiger als im vorher degradierten Abschnitt. Die Art weist auch Unterschiede zwischen den renaturierten Abschnitten auf und nimmt scheinbar im Laufe der Sukzession wieder ab. Jedoch ist auch hier nochmal auf die unterschiedliche Gewässerbreite in den renaturierten Abschnitten hinzuweisen. So wäre im Zuge weiterer Untersuchungen zu prüfen, inwieweit sich Taxa dauerhaft im jungen renaturierten Abschnitt etabliert haben.

Oligochaeta Gen. sp. zeigten signifikante Unterschiede in den Individuenzahlen bei Betrachtung des Einflussfaktors Sukzession mit höheren Werten im älteren renaturierten Abschnitt. Hierfür sind möglicherweise stoffliche Veränderungen 2006 verantwortlich (Zunahme des Algenbewuchses auf der Sohle). Die ermittelten Veränderungen in Bezug auf die Individuenzahlen der Taxa zwischen den degradierten und renaturierten Abschnitten zeigen damit im Substrat Kies nur geringe Wirkungen durch die Renaturierungen an.

Tab. 7.15: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Kies zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$; ■ = Taxon häufiger in (älterem) renaturiertem Abschnitt, ■ = Taxon häufiger in degradiertem Abschnitt, = Häufigkeit indifferent, ■ = Taxon häufiger in jüngerem renaturierten Abschnitt, ■ = Taxon häufiger 2005, ■ = Taxon häufiger 2006)

Taxon	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	■			■
<i>Gammarus roeseli</i>		■		
<i>Hydropsyche contubernalis</i>		■	■	
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.			■	

Makrophyten

Drei Taxa weisen im Substrat Makrophyten signifikante Unterschiede in ihren Individuenzahlen bei den Einflussfaktoren Renaturierung „jung“ und Sukzession auf. Die Individuenzahlen von *Gammarus fossarum* gehen in der jungen Renaturierung im Vergleich zum degradierten sowie zum älteren renaturierten Abschnitt zurück (Tab. 7.16). Diese Reaktion deutet auf die durch die Maßnahmenumsetzung eingetretenen Veränderungen hin, die kurzfristig als „Störungen“ auf die Biozönose wirken. Für *Gammarus fossarum* verändern sich die Habitatbedingungen negativ. Ein Vergleich der jungen und alten Renaturierung zeigt eine scheinbare Zunahme mit zunehmendem Alter der Renaturierung. Im Gegensatz dazu nimmt die Häufigkeit der Taxa *Prodiamesa olivacea* und *Chironomus thummi*-Grp. in der jungen Renaturierung gegenüber dem degradierten und älteren renaturierten Abschnitt zu. Beide Taxa profitieren von den Habitatbedingungen im Pionierstadium der jungen Renaturierung sowie von ihrer Fähigkeit die neu entstandenen Habitate rasch zu besiedeln. *Baetis fuscatus* zeigt im Laufe der Sukzession eine Abnahme der Individuenzahlen, findet im jungen renaturierten Abschnitt offenbar günstigere Lebensbedingungen vor. *Chironomidae* Gen. sp. sind durch signifikante jährliche Unterschiede in den Individuenzahlen zwischen 2005 und 2006 geprägt, nicht jedoch durch Veränderungen infolge der Renaturierungen.

Damit sind auf der Ebene der Taxa und ihrer Individuenzahlen im Substrat Makrophyten nur geringe Veränderungen durch die Renaturierung feststellbar. Das Auftreten von Pionierbesiedlern in der jungen Renaturierung ist die deutlichste Reaktion.

Tab. 7.16: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Makrophyten zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$; ■ = Taxon häufiger in (älterem) renaturiertem Abschnitt, ■ = Taxon häufiger in degradiertem Abschnitt, ■ = Häufigkeit indifferent, ■ = Taxon häufiger in jüngerem renaturierten Abschnitt, ■ = Taxon häufiger 2005, ■ = Taxon häufiger 2006)

Taxon	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
<i>Gammarus fossarum</i>		**	**	
<i>Prodiamesa olivacea</i>		**	**	
<i>Chironomus-thummi</i> Grp.°		*	*	
<i>Baetis fuscatus</i> °			*	
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.				**

° hier nur Z adjusted signifikant, nicht aber exaktes p







Sand

Im Substrat Sand sind keine signifikanten Veränderungen der Taxahäufigkeiten festzustellen. Keines der Taxa erfüllt die dafür definierten Bedingungen für die Einflussfaktoren (s. Kap. 6.2.2). Die mittels U-Test nach Mann-Whitney nachweisbaren statistischen Unterschiede beschränken sich auf einzelne Abschnittsvergleiche.

Schlamm

Im Substrat Schlamm zeigen *Chironomidae* Gen. sp. jährliche Unterschiede in den Individuenzahlen zwischen 2005 und 2006, jedoch keine Veränderungen durch die Renaturierungen. Einzig *Oligochaeta* Gen. sp. weisen signifikante Zunahmen der Individuenzahlen der Einzelproben durch den Einfluss der jungen Renaturierung auf. Ursache hierfür ist möglicherweise die Sedimentation von feinem und grobem organischen Material, die durch die Gewässeraufweitung deutlich gefördert wird.

Tab. 7.17: Makrozoobenthostaxa mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Schlamm zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;
 = Taxon häufiger in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Taxon häufiger in degradiertem Abschnitt,  = Häufigkeit indifferent,  = Taxon häufiger in jüngerem renaturierten Abschnitt,  = Taxon häufiger 2005,  = Taxon häufiger 2006)

Taxon	Renaturierung (alt – degradiert)	Renaturierung (jung – degradiert)	Sukzession	Jährliche Variabilität
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.		*		
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.				*

Ökologische Wirksamkeit

Insgesamt sind in der Besiedlung der Substrate auf der Ebene einzelner Taxa und ihrer Häufigkeiten nur sehr geringe Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen feststellbar. In den Substraten Kies und Makrophyten reagieren *Gammarus roeseli*, *Gammarus fossarum*, *Hydropsyche contubernalis*, *Prodiamesa olivacea* und *Baetis fuscatus*. Diese Arten nehmen in der jungen Renaturierung zu bis auf *Baetis fuscatus*, die im Laufe der Sukzession abnimmt. Die übrigen Arten zeigen durch gegenläufige Reaktionen zwischen dem Einflussfaktor Renaturierung jung und Sukzession die vorübergehende „Störung“ durch die bauliche Herstellung eines neuen Gewässerverlaufes an (TULLOS et al. 2009). Diese verursachen neben direkten Eingriffen in das Gewässerbett und die aquatische Besiedlung auch Erosions- und Sedimentationsprozesse. Die Wirkung der hydromorphologischen Maßnahmen zur Renaturierung der Niers in Pont schlägt sich somit (noch) kaum in der Besiedlung des Makrozoobenthos auf Ebene einzelner Taxa nieder.

7.3.2.5 Substratspezifischer Vergleich der Metrics

Auf Basis der Daten aus den substratspezifischen Einzelproben (Anhang 6.3) wird nachfolgend untersucht, inwieweit sich die Besiedlung der gemeinsam vorkommenden Substrate zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten in Bezug auf verschiedene Metrics unterscheidet. Gegenstand des Vergleichs sind hier die jeweiligen Metricausprägungen in den Einzelproben. Zunächst wurden dazu Datensätze der einzelnen Metrics an den untersuchten Abschnitten mittels einfaktorieller Varianzanalysen verglichen.

Vergleich der Metricwerte

Darstellungen der Daten als Box-Whisker-Plots verdeutlichen bei Betrachtung der einzelnen Substrate einige Unterschiede zwischen den renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt (Anhang 7.3). Auffällig sind positiv einzustufende Metricreaktionen in den Substraten Kies und Sand. Es reagieren sowohl Metrics die Toleranz indizieren, als auch Diversität/Vielfalt, Zusammensetzung/Abundanz und funktionale Metrics (z.B. Trichoptera Taxazahl, Taxazahl, Abundanz, EPTCBO, Anzahl Gattungen, BMWP und Dt. Faunaindex 11/12 (Ind.Taxa), EPT Taxazahl). Im Substrat Makrophyten überwiegen indifferente Reaktionen.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

In Tab. 7.18 sind die Metrics aufgeführt, die bei der ANOVA zwischen den fünf untersuchten Abschnitten signifikante Unterschiede in den einzelnen Substraten aufweisen. Von den insgesamt 46 untersuchten Metrics zeigen 39 F-Werte, die über dem kritischen F-Wert liegen, bei einem Signifikanzniveau von $p < 0,05$. Die Reaktion der Metrics nach Richtung und Anzahl in den vier betrachteten Substraten ist unterschiedlich. So reagieren beim Vergleich der Abschnitte im Substrat Kies 31, im Substrat Makrophyten 21, im Sand 15 und im Schlamm 10 Metrics.

Tab. 7.18: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden in den Substraten zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, markiert sind die signifikanten Prüfgrößen F)

Metric-Gruppe / Metrics	Kies krit. F-Wert: 2,64	Makrophyten krit. F-Wert: 2,64	Schlamm krit. F-Wert: 2,73	Sand krit. F-Wert: 2,64
Substratbezogene Metrics				
% Psammal	2,98	1,69	0,95	1,08
% Phytal	8,06	2,78	2,30	1,94
% Pelal	2,73	4,88	1,82	0,4
% Akal	18,87	2,12	2,81	0,96
Strömungsbezogene Metrics				

7 – Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen

Metric-Gruppe / Metrics	Kies krit. F-Wert: 2,64	Makrophyten krit. F-Wert: 2,64	Schlamm krit. F-Wert: 2,73	Sand krit. F-Wert: 2,64
% Metarhithral	5,84	4,85	0,89	1,55
% Indifferent	5,32	15,45	4,21	1,46
% Rheo-Limnophil	4,99	4,35	6,77	2,14
Potamon-Typie-Index	3,32	5,37	0,32	2,28
% Hypokrenal	11,69	11,44	11,96	3,47
% Epipotamal	1,63	5,5	5,65	2,07
% Litoral	1,12	3,17	1,57	0,84
Bewertungsrelevante Metrics				
EPT Taxa % (HK)	3,89	1,55	1,76	2,06
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	3,65	1,79	0,52	1,71
Dt. Faunaindex Typ 11/12	4,09	5,55	0,46	0,91
Trichoptera Taxazahl	4,04	3,1	1,29	3,23
% Pelal	2,73	4,88	1,82	0,4
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK)	4,75	0,91	1,62	3,51
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (Ind.Taxa)	4,73	1,52	1,26	3,13
Dt. Faunaindex Typ 15/17	2,33	2,88	2,16	1,31
Zusammensetzung Großgruppen				
EPTCBO	6,42	0,93	1,83	1,77
EPT Taxazahl	5,66	2,12	2,30	2,39
Trichoptera %	5,27	1,75	1,23	1,22
Ephemeroptera Taxazahl	4,83	1,45	2,16	2,09
Oligochaeta %	4,75	0,67	1,54	2,28
EPT Taxa % (HK)	3,89	1,55	1,76	2,06
EPT/Diptera	2,99	1,33	1,49	1,39
Diptera (Abund.)	4,86	6,02	2,01	0,92
Trichoptera Taxazahl	4,04	3,1	1,29	3,23
Oligochaeta (Abund.)	7,72	0,82	3,40	3,97
OD/Total Taxa	2,72	5,64	4,93	1,89
Crustacea %	2,38	3,79	1,44	1,58
Diptera %	2,44	6,24	2,40	2,67
Diptera Taxazahl	2,06	3,99	3,41	1,62
Ephemeroptera (Abund.)	2,31	2,67	1,68	2,67
Crustacea Taxazahl	1,66	3,38	3,28	4,13
Diversitätsmetrics				
BMWP	7,26	2,26	1,94	2,68
Anzahl Gattungen	6,27	1,96	0,19	2,99

7 – Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen

Metric-Gruppe / Metrics	Kies krit. F-Wert: 2,64	Makrophyten krit. F-Wert: 2,64	Schlamm krit. F-Wert: 2,73	Sand krit. F-Wert: 2,64
Taxazahl	5,89	2,22	1,87	3,55
Anzahl Familien	3,93	1,61	2,17	3,27
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	4,9	3,58	2,02	2,73
Dt. Saprobienindex neu	3,3	8,4	2,3	0,83
Abundanz	3,35	1,43	2,97	5,86
Anzahl signifikante Metrics:	34 (31)*	23 (21)*	10	15

*nach Abzug Doppelnennung bei bewertungsrelevanten Metrics

Nachfolgend wird für die einzelnen Substrate untersucht, welche Metrics sich zwischen den untersuchten Gewässerabschnitten statistisch signifikant unterscheiden.

Kies

Im Substrat Kies zeigen Metrics aus den Gruppen der bewertungsrelevanten Metrics, der Diversitätsmetrics, der Zusammensetzung der Großgruppen und der Ernährungstypen-Metrics ihre höchsten Mittelwerte v.a. im älteren renaturierten Abschnitt (Tab. 7.19).

Tab. 7.19: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Kies zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, = höchster Wert, = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe/Metrics		PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	p-Wert	renaturiert, alt		renaturiert, jung	degradiert	
Substratbezogene Metrics						
% Pelal	0,044	5,77	18,9	14,77	11,15	17,8
% Phytal	0,0001	27,47	12,08	39,03	15,96	13,15
% Akal	2,38E-08	15,89	15,49	3,08	18,23	13,78
% Psammal	2,98E-10	18,44	19,8	6,37	22,2	22,1
Strömungsbezogene Metrics						
% Hypokrenal	3,89E-06	6,76	2,57	4,54	5,89	0,91
% Rheo-Limnophil	0,003	41,1	23,6	38,7	19,4	8,8
% Metarhithral	0,001	15,17	12,79	10,05	13,91	17,19
% Indifferent	0,002	5,3	43,7	26,9	19,1	48,7
Potamon-Typie-Index	0,02	2,74	3,25	2,96	3,23	3,32
Bewertungsrelevante Metrics						
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (Ind.Taxa)	0,004	9,5	9,5	8,5	6,75	4,75
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK)	0,004	20,5	18,13	17,38	12,25	8,38
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)	0,01	9,25	7,5	5,88	2,88	3,13
EPT Taxa % (HK)	0,01	31,14	27,99	30,57	12,85	17,6

7 – Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen

Metric-Gruppe/Metrics		PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	p-Wert	renaturiert, alt		renaturiert, jung	degradiert	
Trichoptera Taxazahl	0,008	3	3,25	2,63	1	1,13
% Pelal	0,044	5,77	18,9	14,77	11,15	17,8
Dt. Faunaindex Typ 11/12	0,008	0,42	0,13	-0,21	0,44	0,19
Zusammensetzung Großgruppen						
EPT/Diptera	0,03	2,25	1,57	1,15	1,08	0,70
EPT Taxa % (HK)	0,01	31,14	27,99	30,57	12,85	17,6
EPTCBO	0,0006	8	6,75	5,13	3,5	2,38
Ephemeroptera Taxazahl	0,003	3	2,88	1,75	1,5	1,25
EPT Taxazahl	0,001	6	6,13	4,38	2,5	2,38
Oligochaeta %	0,004	9,17	26,7	2,1	19,5	22,5
Oligochaeta (Abund.)	0,0001	20	80	4	18	24
Trichoptera Taxazahl	0,008	3	3,25	2,63	1	1,13
Diptera (Abund.)	0,003	13,63	58,88	60,25	7,13	22,88
Trichoptera %	0,002	7,1	9,5	25,9	2,3	2,4
OD/Total Taxa	0,045	23,87	34,87	35,78	31,3	42,39
Diversitätsmetrics						
Taxazahl	0,001	18,75	16	14	11,5	10,63
Anzahl Familien	0,01	11,75	10,13	8,63	7,63	7,25
Anzahl Gattungen	0,0007	15,88	12,63	11,38	9,63	9,13
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	0,003	10,75	8,75	5,88	6	5,13
BMWP	0,0002	60,13	47,75	34,63	31,38	26,75
Abundanz	0,02	296	317	210	90	116
Dt. Saprobienindex neu	0,02	2,04	2,08	2,23	2,21	2,14

Im jungen renaturierten Abschnitt weisen nur wenige Metrics die höchsten Mittelwerte auf. Das gilt auch für den degradierten Niersabschnitt.

Makrophyten

Die Reaktion der Metrics aus den verschiedenen Metricgruppen unterscheidet sich im Substrat Makrophyten deutlich von der im Substrat Kies. Es reagieren noch 21 Metrics. Die strömungsbezogenen und bewertungsrelevanten Metrics und solche der Zusammensetzung der Großgruppen weisen überwiegend höhere Mittelwerte im jungen renaturierten Abschnitt auf (Tab. 7.20).

Tab. 7.20: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Makrophyten zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, =höchster Wert, =niedrigster Wert)

Metric-Gruppe/Metrics		PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	p-Wert	renaturiert, alt		renaturiert, jung	degradiert	
Substratbezogene Metrics						
% Pelal	0,003	4,4	11,64	11,71	6,11	13,94
% Phytal	0,04	38,61	36,85	49,39	30,12	22,22
Strömungsbezogene Metrics						
% Hypokrenal	4,83E-06	8,73	5,40	7,36	6,76	4,20
% Metarhithral	0,003	12,5	16,45	10,54	14,09	12,68
% Epipotamal	0,002	18,43	18,36	20,39	19,17	16,51
% Litoral	0,025	17,1	13,76	17,57	14,7	13,76
% Rheo-Limnophil	0,006	68,4	45,83	70,8	48,06	34,57
% Indifferent	2,25E-07	12,0	20,04	10,2	10,8	43,1
Potamon-Typie-Index	0,002	3,38	3,38	3,06	3,36	3,51
Bewertungsrelevante Metrics						
Trichoptera Taxazahl	0,03	1	1,88	2	0,88	0,88
% Litoral	0,025	17,1	13,76	17,57	14,7	13,76
Dt. Faunaindex Typ 15/17	0,037	-0,43	-0,42	0,29	0,03	-0,28
Dt. Faunaindex Typ 11/12	0,001	0,19	0,31	-0,07	0,37	0,43
% Pelal	0,003	4,4	11,64	11,71	6,11	13,94
Zusammensetzung Großgruppen						
Crustacea %	0,01	77,48	53,96	48,0	69,5	57,43
Ephemeroptera (Abund.)	0,048	18,75	55,5	19,75	20,25	8,75
Diptera (Abund.)	0,0008	36	82	183	10	112
Trichoptera Taxazahl	0,03	1	1,88	2	0,88	0,88
OD/Total Taxa	0,001	20,58	27,1	35,27	27,25	31,68
Diptera %	0,0007	5,16	13,13	24,16	3,32	19,82
Diptera Taxazahl	0,009	3,38	4,5	5,25	3,13	4,63
Crustacea Taxazahl	0,02	4,25	4,75	3,38	3,5	4,88
Diversitätsmetrics						
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	0,015	11,13	12,25	8,5	8,25	10,75
Dt. Saprobienindex neu	7,35E-05	2,22	2,21	2,34	2,13	2,19

Die Metricreaktionen deuten somit darauf hin, dass Makrophyten ein wichtiges „Hart“-Substrat für die Besiedlung in der jungen Renaturierung darstellen.

Sand

Die 15 im Substrat Sand reagierenden Metrics zeigen durchweg im älteren renaturierten Abschnitt die höchsten Mittelwerte ihrer Ausprägungen (Tab. 7.21). Sie gehören vor allem den Gruppen der bewertungsrelevanten Metrics, Diversitätsmetrics und Zusammensetzung der Großgruppen an.

Tab. 7.21: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Sand zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, = höchster Wert, = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe/Metrics	p-Wert	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
		renaturiert, alt	renaturiert, jung	degradiert		
Strömungsbezogene Metrics						
% Hypokrenal	0,02	5,0	5,36	2,36	1,69	2,08
Bewertungsrelevante Metrics						
Trichoptera Taxazahl	0,02	0,9	1,6	0,5	0,1	0,4
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK)	0,02	8,25	12,5	6,75	5,63	4,63
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (Ind.Taxa)	0,03	5,75	6,88	4,38	3,88	3,38
Zusammensetzung Großgruppen						
Oligochaeta (Abund.)	0,01	22	110	6	17	9
Ephemeroptera (Abund.)	0,048	0	8,1	2,5	0,9	0,4
Trichoptera Taxazahl	0,02	0,9	1,6	0,5	0,1	0,4
Crustacea Taxazahl	0,008	2	2,5	0,9	1,3	1,4
Diptera %	0,048	24,19	10,78	46,7	34,25	33,48
Diversitätsmetrics						
Taxazahl	0,02	9,63	11,75	7,88	6,75	6,88
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	0,04	4,5	6,13	3,13	2,88	2,75
Abundanz	0,001	53,5	247	56,9	47,3	38,8
Anzahl Familien	0,02	6,75	8,25	5,13	5,25	5
Anzahl Gattungen	0,03	8,75	9,88	7	6,38	6,25
BMWP	0,048	25	32,5	17	19,1	16,8

Die Metricreaktionen deuten für das Substrat Sand günstigere Besiedlungsbedingungen in der älteren Renaturierung an.

Schlamm

Im Substrat Schlamm reagieren zehn Metrics aus vier Metricgruppen. Die höchsten Mittelwerte der Metricausprägungen treten vorwiegend im degradierten und jungen renaturierten Abschnitt auf. Die weitere Qualifizierung der Metricreaktionen erfolgt im Kap. U-Test nach

Mann-Whitney. In der Gruppe der bewertungsrelevanten Metrics und der Ernährungstypen-Metrics konnten keine signifikanten Reaktionen festgestellt werden.

Tab. 7.22: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden im Substrat Schlamm zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

($p < 0,05$, arithmetische Mittelwerte der Einzelproben, = höchster Wert, = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe/Metrics		PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	p-Wert	renaturiert, alt	renaturiert, jung	degradiert		
Substratbezogene Metrics						
% Akal	0,045	11,32	15,85	10,93	16,27	15,87
Strömungsbezogene Metrics						
% Hyporhithral	0,006	18,03	14,25	20,77	19,85	14,64
% Epipotamal	0,002	17,6	14,0	20,77	19,81	14,10
% Indifferent	0,009	45,6	75,2	33,16	11,11	54,32
% Hypokrenal	1,01E-05	7,88	1,28	4,77	9,11	5,27
% Rheo-Limnophil	0,0007	42,66	15,33	57,71	86,28	28,45
Zusammensetzung Großgruppen						
Crustacea Taxazahl	0,03	2,13	2,13	1,63	2,5	4,0
Diptera Taxazahl	0,02	2,9	4,4	4,4	2,3	4,8
OD/Total Taxa	0,004	37,8	46,92	60,14	35,36	39,38
Oligochaeta (Abund.)	0,02	87	407	138	267	649
Diversitätsmetrics						
Abundanz	0,04	185	714	284	409	1186

U-Test nach Mann-Whitney

Die durch die ANOVA ermittelten 39 Metrics, die signifikante Unterschiede in den Substraten zwischen den betrachteten renaturierten und degradierten Abschnitten anzeigen, werden im nächsten Arbeitsschritt hinsichtlich ihrer Werteausprägung jeweils zwischen den einzelnen Abschnitten mittels U-Test nach Mann-Whitney verglichen. Mit diesen Vergleichen sollen Metrics abgeleitet werden, deren Ausprägung sich in den einzelnen Substraten ein und fünf bzw. sechs Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen gegenüber den degradierten Abschnitten verändert hat. Die durchgeführten Vergleiche entsprechen denen in Kap. 6.3.5 und 6.3.6.

Kies

Im Substrat Kies konnten für alle betrachteten Einflussfaktoren Metrics mit signifikanten Veränderungen ermittelt werden (Tab. 7.23).

Tab. 7.23: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Kies zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;
■ = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt, ■ = Metric höher in degradiertem Abschnitt, ■ = Ausprägung indifferent, ■ = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt, ■ = Metric höher 2005, ■ = Metric höher 2006)

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Substratbezogene Metrics				
% Akal		***	***	
% Psammal		***		
% Phytal		**		
Strömungsbezogene Metrics				
% Hypokrenal	*			**
% Rheo-Limnophil	*			
% Indifferent				*
Bewertungsrelevante Metrics				
Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)		*		
Trichoptera Taxazahl		*		
Zusammensetzung Großgruppen				
EPT Taxazahl	*			
EPTCBO	*			
Trichoptera %		**		
Trichoptera Taxazahl		*		
Oligochaeta %			**	
Oligochaeta (Abund.)			**	
Ephemeroptera Taxazahl			*	
Diptera (Abund.)	*			**
OD/Total Taxa				*
Diversitätsmetrics				
Taxazahl	*			
Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa)	*			
BMWP	*			
Abundanz	*			
Dt. Saprobienindex neu			***	
Anzahl Metricreaktionen:	9	7	5	4

Einflussfaktor Renaturierung „alt“

Im Vergleich der älteren Renaturierung mit dem degradierten Abschnitt reagiert bei den strömungsbezogenen Metrics der %-Anteil Hypokrenal-Besiedler indifferent und zeigt darüber hinaus eine hohe jährliche Variabilität an. Der Metric % Rheo-Limnophile dagegen nimmt im renaturierten Abschnitt signifikant zu und entspricht der erwarteten Reaktion für den Gewässertyp (s. Kap. 6.2.2). Diese Reaktion deutet auf eine **Verbesserung des typspezifischen Fließverhaltens** hin.

Bewertungsrelevante Metrics zeigen im Substrat Kies keine signifikante Reaktion auf die ältere Renaturierung. Von den Metrics der Großgruppen reagieren die Anzahl der EPT-Taxa sowie die EPTCBO-Taxa, die jeweils im renaturierten Abschnitt erwartungsgemäß zugenommen haben. Die Häufigkeiten der Dipteren (Diptera Abund.) weisen indifferente Reaktionen und gleichzeitig eine hohe jährliche Variabilität auf. Aus diesem Metric lassen sich keine Rückschlüsse auf die Wirkung der Maßnahme ableiten, während die Zunahme der EPT-Taxa und EPTCBO-Taxa auf eine **Verbesserung der typspezifischen Habitatbedingungen** hindeutet. Keine Reaktion zeigen die Ernährungstypen-Metrics. Dafür sind signifikante Veränderungen bei vier Diversitätsmetrics festgestellt worden. Die Taxazahl, die Abundanz, der BMWP und die Anzahl der Indikatortaxa für den neuen deutschen Saprobienindex nehmen im renaturierten Abschnitt zu und deuten damit auf die **Zunahme der taxonomischen Diversität** hin.

Einflussfaktor Renaturierung „jung“

Sehr und höchst signifikante Unterschiede ($p < 0,01$ bis $p < 0,001$) sind bei der Analyse der substratbezogenen Metrics auffällig. Trotz der Beschränkung auf Einzelproben des Substrats Kies zeigt diese Auswertung, dass sich der %-Anteil der Akal- und Psammal-Besiedler im renaturierten Abschnitt verringert, der %-Anteil der Phytal-Besiedler dagegen zunimmt. Die bewertungsrelevanten Metrics Deutscher Faunaindex Typ 15/17 (HK) und die Anzahl der Trichoptera-Taxa weisen signifikante Anstiege in dem jungen renaturierten Abschnitt auf. Auch der Metric Trichoptera (%) verbessert sich im renaturierten Abschnitt. Die Reaktion des Deutschen Faunaindex Typ 15/17 (HK) kann durch die Betrachtung des Substrats Kies erklärt werden sowie möglicherweise auch durch den erhöhten Sandanteil im gesamten Abschnitt. Die Reaktionen dieser bewertungsrelevanten Metrics deuten auf eine **Verbesserung der typspezifischen Habitatbedingungen** hin, soweit der Typ 15 zugrunde gelegt wird. Das gilt nicht für die Einstufung in den Typ 12.

Einflussfaktor Sukzession

Im Zuge der zeitlichen Entwicklung der Renaturierung erhöht sich der Anteil der Akal-Besiedler entsprechend der höheren Kiesanteile an den Sohlsubstraten (s. Kap. 5.3). Es werden höhere

Werte im älteren renaturierten Abschnitt auf höchst signifikantem Niveau ($p < 0,001$) festgestellt. Die Metrics Oligochaeta (Abund.) und Oligochaeta (%) zeigen im älteren renaturierten Abschnitt sehr signifikant höhere Werte ($p < 0,01$) an, was auf schon erwähnte stoffliche Veränderungen im Jahr 2006 hindeutet (Zunahme Algenbewuchs, Detritusablagerungen). Als positiver Metric ist auch die Anzahl der Ephemeroptera-Taxa im älteren renaturierten Abschnitt signifikant angestiegen, so dass eine **Zunahme typspezifischer Taxa, aber auch von Ubiquisten** feststellbar ist.

Der Vergleich der renaturierten Abschnitte zeigt für die Besiedlung des Substrats Kies signifikant niedrigere Werte ($p < 0,001$) des neuen Deutschen Saprobienindex im älteren renaturierten Abschnitt an. Im Laufe der Sukzession bestätigt sich damit die auch beim Abschnittsvergleich festgestellte **verbesserte Selbstreinigung**.







Einflussfaktor jährliche Variabilität

Metricausprägungen können entsprechend der in den Fließgewässerbiozönosen auftretenden jährlichen Schwankungen der Individuenzahlen, die durch wechselnde Abfluss- und Witterungsbedingungen beeinflusst werden, in ihren Werten stark variieren. Das zeigt sich für sechs Metrics im Substrat Kies, wie z.B. der Anteil der in Bezug auf die Strömungsbedingungen indifferenten Arten und die Abundanz der Dipteren. Die jährliche Variabilität steht nicht im Zusammenhang mit den Maßnahmen der Renaturierung und ist daher von deren Wirkung zu trennen.

Makrophyten

Beim Vergleich der Besiedlung im Substrat Makrophyten zwischen den renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt sind für alle betrachteten Einflussfaktoren Metrics mit signifikanten Veränderungen festgestellt worden (Tab. 7.24). In mehreren Fällen sind die Reaktionen jedoch indifferent, oder die Metrics zeigen lediglich hohe jährliche Variabilitäten in ihrer Werteausprägung an.

Tab. 7.24: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Makrophyten zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$)
 = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Metric höher in degradiertem Abschnitt,  = Ausprägung indifferent,  = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt,  = Metric höher 2005,  = Metric höher 2006)

	Renaturierung "alt"	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Substratbezogene Metrics				
% Pelal				*
% Phytal				*

7 – Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Strömungsbezogene Metrics				
Potamon-Typie-Index		*	*	
% Hypokrenal	*			**
% Epipotamal			*	
% Indifferent	*			
% Metarhithral			*	
Bewertungsrelevante Metrics				
% Pelal				*
Dt. Faunaindex Typ 15/17			**	
Dt. Faunaindex Typ 11/12		**		
Zusammensetzung Großgruppen				
Diptera %	*			**
Diptera (Abund.)				*
Diversitätsmetrics				
Dt. Saprobienindex neu		**	**	
Anzahl Metricreaktionen:	3	3	5	6

Einflussfaktor Renaturierung „alt“

Der Einflussfaktor der älteren Renaturierung zeigt im Substrat Makrophyten keine gerichteten Metricreaktionen an, die den erwarteten Reaktionen entsprechen. Drei Metrics zeigen Veränderungen in Form indifferenter Reaktionen.

Einflussfaktor Renaturierung „jung“

Der Potamon-Typie-Index zeigt signifikant geringere Werte ($p < 0,05$) im jungen renaturierten Abschnitt und damit eine positive Metricreaktion (s. Kap. 6.2.2) durch die Verbesserung der typspezifischen Fließverhältnisse an. Nachteilig ist die Abnahme des Deutschen Faunaindex für den Typ 11/12 im renaturierten Abschnitt zu bewerten sowie die Zunahme des neuen Deutschen Saprobienindex.

Einflussfaktor Sukzession

Zwischen den renaturierten Abschnitten treten bei der Betrachtung der Besiedlung des Substrats Makrophyten Unterschiede auf, die die in Kap. 5 ermittelten hydromorphologischen Unterschiede in ihrer Ausgestaltung widerspiegeln. So zeigen die strömungsbezogenen Metrics Potamon-Typie-Index, % Epipotamal und % Metarhithral negative Ausprägungen im älteren renaturierten Abschnitt. Als Ursache wird eine Förderung rhithraler Fließverhältnisse durch das teilweise sehr schmale Mittelwasserbett angenommen (vgl. Kap. 5.3, 6.3.5 und 6.3.6). So kann eine **Zunahme von Rhithral-Besiedlern und Abnahme von Besiedlern des Epipotamals** beobachtet werden. Diese Bedingungen entsprechen nicht dem Gewässertyp 12 im unteren Mittellauf der Niers. Der Deutsche Faunaindex für den Typ 15/17 ist im älteren

renaturierten Abschnitt signifikant niedriger. Auch der neue Deutsche Saprobienindex weist sehr signifikant niedrigere Werte ($p < 0,01$) im älteren renaturierten Abschnitt auf. Das im frühen Sukzessionsstadium beeinträchtigte **Selbstreinigungs-vermögen** hat sich wieder eingestellt.







Einflussfaktor jährliche Variabilität

Mehrere Metrics aus den verschiedenen Metricgruppen zeigen ausschließlich signifikante Unterschiede im jährlichen Vergleich und in Einzelfällen auch indifferente Reaktionen im Einflussfaktor Renaturierung „alt“. Diese Metrics haben daher keine Aussagekraft im Hinblick auf die Wirkungen der Renaturierungen.

Sand

Der Vergleich der Besiedlung des Makrozoobenthos im Substrat Sand zwischen den Abschnitten zeigt für eine deutlich geringere Anzahl von Metrics signifikante Reaktionen als dieses in den Substraten Makrophyten und Kies der Fall ist. Von den fünf Metrics gehören je zwei den Gruppen der bewertungsrelevanten Metrics und der Diversitätsmetrics an. Ein Metric aus der Zusammensetzung der Großgruppen weist signifikante Unterschiede in der Sukzession auf. Im Gegensatz zu den Makrophyten reagieren im Substrat Sand vier Metrics signifikant beim Einflussfaktor Renaturierung „alt“ (Tab. 7.25).

Tab. 7.25: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Sand zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$
 = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Metric höher in degradiertem Abschnitt,  = Ausprägung indifferent,  = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt,  = Metric höher 2005,  = Metric höher 2006)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Bewertungsrelevante Metrics				
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK)	*			
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (Ind.Taxa)	*			
Zusammensetzung Großgruppen				
Crustacea Taxazahl			*	
Diversitätsmetrics				
BMWP	*			
Taxazahl	*			
Anzahl Metricreaktionen:	4	0	1	0

Einflussfaktor Renaturierung „alt“

Die zwei bewertungsrelevanten Metrics Deutscher Faunaindex Typ 11/12 (HK) und Anzahl Indikatortaxa für den Typ 11/12, der BMWP und die Taxazahl sind im älteren renaturierten

Abschnitt signifikant höher und zeigen damit eine **Verbesserung der typspezifischen Besiedlung des Substrats** an.

Einflussfaktor Renaturierung „jung“

Keine Metricreaktionen.

Einflussfaktor Sukzession

Die Anzahl der Crustaceen-Taxa nimmt im älteren renaturierten Abschnitt zu.







Einflussfaktor jährliche Variabilität



Keine Metricreaktionen.

Schlamm

Im Substrat Schlamm zeigen nur noch drei Metrics signifikante Unterschiede in den Abschnittsvergleichen (Tab. 7.26).

Tab. 7.26: Metrics des Makrozoobenthos mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren im Substrat Schlamm zwischen den Abschnitten, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;  = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Metric höher in degradiertem Abschnitt,  = Ausprägung indifferent,  = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt,  = Metric höher 2005,  = Metric höher 2006)

	Renaturierung "alt"	Renaturierung „jung“	Sukzession	Jährliche Variabilität
Strömungsbezogene Metrics				
% Hypokrenal				*
Zusammensetzung Großgruppen				
OD/Total Taxa		 *		
Oligochaeta (Abund.)		 *		
Anzahl Metricreaktionen:	0	2	0	0

Der Metric % Hypokrenal zeigt lediglich im jährlichen Vergleich signifikante Unterschiede, die auf eine hohe jährliche Variabilität des Metrics hindeuten. Der Einflussfaktor Renaturierung „jung“ ist durch die Zunahme des Metrics OD/Total Taxa sowie eine Abnahme des Metrics Oligochaeta (Abund.) im renaturierten Abschnitt gekennzeichnet. Somit sind im Substrat Schlamm geringe Ansätze einer Verbesserung der typspezifischen Besiedlung nachweisbar, die sich auf das frühe Sukzessionsstadium beschränken.

Ökologische Wirksamkeit

Der Vergleich der Besiedlung der degradierten und renaturierten Abschnitte auf Basis der einzelnen Substrate zeigt auf der Ebene einzelner Taxa sehr geringe Veränderungen. Als

Indikatoren für Veränderungen durch die Renaturierungen sind sie an der Niers nicht geeignet, da z.T. gleichzeitig eine hohe jährliche Variabilität feststellbar war, oder Reaktionen auftraten, die auf die „Störung“ kurz nach der baulichen Herstellung der (jungen) Renaturierung hindeuten. So zeigen die Taxa *Hydropsyche contubernalis*, *Gammarus roeseli*, *Prodiamesa olivacea* und *Chironomus thummi*-Grp. Zunahmen der Individuenzahlen in der jungen Renaturierung, die sich jedoch in der weiteren Sukzession (ältere Renaturierung) nicht bestätigen.

Die geringen Unterschiede auf der Ebene einzelner Taxa und ihrer Häufigkeiten deuten zunächst auf eine fehlende Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen zur Renaturierung der Niers in Pont hin. Ursache könnten die noch zu geringen Veränderungen der Habitatzusammensetzung und –diversität sein (s. Kap. 5.3.3, 5.4). Angesichts des hohen Anteils der Störzeiger des Deutschen Faunaindex für die Typen 12 und 15 scheinen dafür jedoch auch Überlagerungen durch negative Effekte aus dem Einzugsgebiet ausschlaggebend zu sein (s. Kap. 3).

Deutlicher reagieren Metrics in den Substratvergleichen, vor allem in den Substraten Kies und Sand. Die Reaktionen mehrerer Metrics im Substrat Makrophyten sind meist indifferent bzw. begleitet von hohen jährlichen Variabilitäten der Metricausprägungen. Daher sind keine gerichteten Reaktionen feststellbar, die auf Wirkungen der Renaturierung zurückgeführt werden können. Der positive Einfluss der älteren Renaturierung lässt sich in den Substraten Kies und Sand anhand von insgesamt neun positiven Reaktionen von Metrics aus den Gruppen bewertungsrelevante Metrics, Großgruppen-Metrics und Diversitäts-Metrics nachweisen (Tab. 7.27). Negative Metricreaktionen treten nicht auf. Die positive Wirkung der jungen Renaturierung zeigt sich wiederum im Substrat Kies mit Reaktionen von insgesamt fünf substratbezogenen, bewertungsrelevanten und Großgruppen-Metrics. Im Schlamm reagieren zwei Metrics positiv, im Substrat Makrophyten ist nur eine positive Reaktion feststellbar. Negative Metricreaktionen treten im Substrat Makrophyten bei den strömungsbezogenen Metrics auf. Als eine Ursache kann die unterschiedliche Ausgestaltung der Renaturierungen angeführt werden (s. Kap. 5), die sich in verschiedenen Gewässerbreiten und Strömungsverhältnissen ausdrückt und die im älteren renaturierten Abschnitt trotz im Mittel geringerer gemessener Fließgeschwindigkeiten offenbar einen stärker rhithralen Charakter bewirkt.

Tab. 7.27: Übersicht über die Reaktionen der Metrics des Makrozoobenthos in den Substraten

Kies	Metric-Gruppe	Reaktion:	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
			positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
	Diversitäts-Metrics		4	0	0	0	1	0
	Großgruppen-Metrics		2	0	2	0	1	2
	Bewertungsrelevante Metrics		0	0	2	0	0	0

7 – Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen

Kies Metric-Gruppe Reaktion:	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
	positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
Strömungsbezogene Metrics	1	0	0	0	0	0
Substratbezogene Metrics	0	0	2	1	1	0
Summe „Reaktionen“	7	0	6 (5*)	1	3	2
Makrophyten						
Diversitäts-Metrics	0	0	0	1	1	0
Bewertungsrelevante Metrics	0	0	0	1	0	1
Strömungsbezogene Metrics	0	0	1	0	0	3
Summe „Reaktionen“	0	0	1	2	1	4
Sand						
Diversitäts-Metrics	2	0	0	0	0	0
Großgruppen-Metrics	0	0	0	0	1	0
Bewertungsrelevante Metrics	2	0	0	0	0	0
Summe „Reaktionen“	4	0	0	0	1	0
Schlamm						
Großgruppen-Metrics	0	0	2	0	0	0
Summe „Reaktionen“	0	0	2	0	0	0

*ohne Doppelnennung bei bewertungsrelevanten Metrics und Großgruppen-Metrics

° Dt. Faunaindex 15/17 – Rückgang im Substrat Makrophyten hier positiv bewertet

Ableitung von Indikator-Metrics

Zur Ermittlung von Metrics, die geeignet sind, die Wirkungen der Einflussfaktoren durch Renaturierungen anzuzeigen und somit im Rahmen von Erfolgskontrollen genutzt werden können, ist den in Kap. 6.2.2 beschriebenen Arbeitsschritten gefolgt worden.

Bedingt durch die geringere Anzahl der Metricreaktionen im Substratvergleich zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten wird hier die Richtung der Metricreaktionen nicht gesondert tabellarisch dargestellt.

Metriceignung

Von den untersuchten Metrics im Substrat Makrophyten erfüllen keine die Kriterien für einen Renaturierungsindikator. Im Substrat Schlamm sind die Metrics OD/Total Taxa und Oligochaeta Abundanz als solche geeignet. In den Substraten Kies und Sand waren signifikante Reaktionen mehrerer Metrics festzustellen, die auch die Kriterien für potenzielle Indikatoren erfüllen (Tab.7.28 und 7.29).

Tab. 7.28: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos als Indikatoren für die Einflussfaktoren im Substrat Kies

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität		% Phytal	Dt. Saprobienindex neu
		% Psammal	
		Trichoptera %	
Anzahl:	0	3	1
2. Priorität	% Rheo-limnophil	Dt. Faunaindex 15/17 (HK)	Ephemeroptera Taxazahl
	EPT Taxazahl	Trichoptera Taxazahl	
	EPTCBO		
	Taxazahl		
	Dt. Saprobienindex neu (Ind. Taxa)		
	BMWP		
	Abundanz		
Anzahl:	7	2	1

Tab. 7.29: Kandidatenmetrics des Makrozoobenthos als Indikatoren für die Einflussfaktoren im Substrat Sand

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
2. Priorität	Dt. Faunaindex 11/12 (HK)		Crustacea Taxazahl
	Dt. Faunaindex 11/12 (Ind. Taxa)		
	BMWP		
	Taxazahl		
Anzahl	4	0	1

Aufgrund des geringeren Signifikanzniveaus werden die reagierenden Metrics im Substrat Sand in Bezug auf die Metriceignung als Indikator der 2. Priorität zugeordnet.

7.4 Diskussion

Der Vergleich der Besiedlung der unterschiedlichen mineralischen und organischen Substrate hat gezeigt, dass es hinsichtlich der Taxazahl, Abundanzen, Eveness und bezogen auf die Dominanz- und Artidentität Unterschiede gibt. Die Ergebnisse bestätigen Erkenntnisse aus zahlreichen Studien, dass verschiedene Substrate unterschiedliche Lebensgemeinschaften aufweisen (JENKINS et al. 1984, SCHÖNBORN 1992, BEISEL et al. 2000, HARRISON et al. 2004, GRAFAHREND-BELAU, BRUNKE 2005). Damit kann eine durch hydromorphologische Maßnahmen veränderte Substratzusammensetzung, wie sie in den renaturierten Abschnitten der Niers in Pont in Bezug auf die Art und Anzahl sowie Flächenanteile der vorkommenden Substrate

festgestellt wurde, zu Veränderungen in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos führen. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos wird durch die Substratdiversität und räumliche Verteilung der Substrate bestimmt (BEISEL et al. 2000). Zwar konnte in den renaturierten Abschnitten noch keine signifikante Zunahme der Substratdiversität ermittelt werden, jedoch haben die beschriebenen Veränderungen in der Substratzusammensetzung (v.a. das Auftreten zusätzlicher organischer und hochwertiger Substrate, eine höhere Habitatvielfalt) bereits Wirkungen auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos, wie sie in Kap. 6 beschrieben wurden.

Die mineralischen Substrate weisen z.T. ähnlich hohe Taxazahlen auf, wie die organischen Substrate. Letztere sind jedoch durch höhere Abundanzen gekennzeichnet (BEAUGER et al. 2006). Biotische Substrate werden durch viele Taxa des Makrozoobenthos bevorzugt, so dass sie auch hohe Taxazahlen aufweisen (JOHNSON et al. 2003, BOND et al. 2006). Es konnte gezeigt werden, dass Totholz eine recht eigenständige Besiedlung aufweist (LORENZ et al. 2009), die sich am deutlichsten von den übrigen Substraten, insbesondere von den mineralischen, unterscheidet. Dadurch wird die Bedeutung von Totholz für Maßnahmen zur Renaturierung deutlich (KAIL et al. 2007). Die höchsten Taxazahlen werden in diesem Substrat erreicht, gefolgt von Grobkies, Makrophyten und Kies, was die Rolle dieser Substrate für die Besiedlung von Tieflandgewässern unterstreicht (HOFFMANN, HERING 2000, KAIL et al. 2007, JANUSCHKE et al. 2009). Insbesondere die organischen Substrate Totholz, Grob- und Feindetritus weisen zusätzliche Taxa auf, die in den übrigen Substraten sowie dem degradierten Abschnitt nicht auftreten. Eine Zunahme der Anteile dieser Substrate in den Maßnahmenabschnitten kann damit auch zu Veränderungen der Zusammensetzung des Makrozoobenthos durch höhere Taxazahlen und Abundanzen in Richtung diverserer Biozönosen führen (vgl. Kap. 6; LORENZ et al. 2009).

Es konnten in den vier gemeinsamen Substraten, die sowohl in den renaturierten als auch degradierten Abschnitten vorkommen, jeweils Taxa ermittelt werden, die Präferenzen für eines der Substrate zeigen (BEISEL et al. 2000, HARRISON et al. 2004). SCHRÖDER et al. (2013) konnten für eine große Zahl von Taxa im Tiefland und Mittelgebirge Präferenzen für ein Substrat nachweisen. Die Mehrheit der von Ihnen untersuchten Taxa zeigte jedoch Präferenzen von zwei oder mehr Substraten. Auch die Werte zahlreicher hier untersuchter Metrics zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Substraten. Somit kann davon ausgegangen werden, dass bereits Unterschiede in den Flächenanteilen dieser vier Substrate in Verbindung mit den zusätzlich auftretenden Substraten Veränderungen in der Biozönose des Makrozoobenthos bedingen können (vgl. Kap. 6). Zusätzliche Substrate stellen zudem ein Potenzial für weitere Taxa dar.

Neben der Betrachtung der Substrattypen sind auch abiotische Verhältnisse bedeutsam für deren Besiedlung. So spielen auch Faktoren wie die Wassertiefe und die Fließgeschwindigkeit eine Rolle (BOYERO 2003, HARRISON et al. 2004, BEAUGER et al. 2006). Zusammen mit dem Substrattyp sind diese Faktoren in der vorliegenden Arbeit zur aquatischen Habitatvielfalt zusammengeführt worden, die deutliche Unterschiede zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten aufzeigt (Kap. 5). Auch die Anordnung der Substrate und das Substratmosaik auf der Sohle wirken sich auf die Besiedlung des einzelnen Substrats aus (SCHÖNBORN 1992, BEISEL et al. 2000, PALMER et al. 2000). Weitere Faktoren wie die größere mesoskalige Strukturvielfalt auf der Gewässersohle und in den Uferbereichen der renaturierten Abschnitte sowie das Wiederbesiedlungspotenzial (vgl. Kap. 9) spielen für die Besiedlung des Makrozoobenthos eine Rolle.

Als erstes Ergebnis kann festgehalten werden, dass die Beta-Diversität durch die Veränderung der Substratanteile sowie das Auftreten zusätzlicher Substrate in den renaturierten Abschnitten ansteigt.

Die zweite im Zuge der substratspezifischen Untersuchungen zu beantwortende Frage war, ob sich die Besiedlung gleicher Substrate zwischen den renaturierten und degradierten Abschnitten unterscheidet. Hintergrund ist die Annahme, dass die erhöhte Habitat- und Strukturvielfalt und das Auftreten zusätzlicher organischer und hochwertiger Substrate eine veränderte Besiedlung bewirkt. Die Biozönosen könnten dann aufgrund einer größeren Anzahl von Nischen für die Organismen diverser sein (BEISEL et al. 1998a, b). LORENZ et al. (2009) stellten in Tieflandgewässern fest, dass biotische Substrate in renaturierten Abschnitten besser besiedelt waren als in degradierten Vergleichsstrecken. Vor allem auf lebenden Teilen terrestrischer Pflanzen konnten sie die höchsten Abundanzen und die meisten zusätzlichen Taxa feststellen. JÄHNIG (2007) fand in Mittelgebirgsflüssen keine Unterschiede in der Besiedlung ähnlicher Substrate zwischen Ein- und Mehrbettgerinnen. Als Parameter für den Vergleich untersuchte sie die Taxazahl, Abundanz und Evenness.

In der vorliegenden Untersuchung konnte gezeigt werden, dass sich die mineralischen Substrate Kies und Sand in ihrer Besiedlung fünf bzw. sechs Jahre nach der Renaturierung durch signifikante Metricreaktionen unterscheiden. Die festgestellten positiven Veränderungen sind im Kies stärker als im Sand. Es reagieren deutlich mehr Metrics. Neben sensitiven Taxa (EPT Taxazahl, EPTCBO, Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK, Ind.Taxa)) sind auch bei der Taxazahl, der Abundanz und dem Anteil rheo-limnophiler Taxa signifikante Verbesserungen in Richtung typspezifischer Ausprägungen erkennbar. Ein positiver Einfluss der jungen Renaturierung lässt sich dagegen nur im Substrat Kies anhand der Metrics Trichoptera Taxazahl und -Anteil sowie Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK) ablesen.

Ursache für die positiven Veränderungen könnten Randeffekte durch die in den renaturierten Abschnitten zusätzlich vorkommenden organischen und hochwertigen Substrate sein, die durch weitere Taxa besiedelt sind. Im älteren renaturierten Abschnitt ist der Anteil des Kiessubstrates zudem deutlich größer als im degradierten Abschnitt. Es ist ein wichtiges Hartsubstrat für die Besiedlung und gemeinsam mit den höheren Anteilen organischer Substrate als „hochwertiges“ Habitat in Tieflandflüssen einzuordnen (JANUSCHKE et al. 2009). Darüber hinaus sind die Einzelproben dieser Substrate in den renaturierten Abschnitten durch vielfältigere abiotische Verhältnisse gekennzeichnet, die sich in unterschiedlichen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten und damit in einer größeren Habitatvielfalt abbilden (s. Kap. 5.3). Im degradierten Abschnitt dagegen kamen Sand und Kies ausschließlich in Flussmitte mit ähnlichen Wassertiefen und Fließverhältnissen vor. Als Erklärung für die verbesserte Besiedlung der mineralischen Substrate könnten deren stabilere Lagerung in der älteren Renaturierung und auch die erhöhte Habitat- und Strukturvielfalt an den Ufern und in der Aue in Frage kommen. Ursache hierfür ist die Abhängigkeit unterschiedlicher Lebensstadien der Benthosorganismen von verschiedenen aquatischen und terrestrischen Bereichen und Strukturen, so dass sich Verbesserungen in Richtung naturnaher Habitate im terrestrischen Bereich positiv auf die aquatische Biozönose auswirken können (BOND, LAKE 2003). Ein Vergleich biotischer Substrate war über die Makrophyten hinaus nicht möglich, weil im degradierten Abschnitt praktisch keine weiteren organischen Substrate vorhanden waren. Veränderungen der Besiedlung bei den Makrophyten infolge der Renaturierungsmaßnahmen sind auf die junge Renaturierung beschränkt und äußern sich in positiven sowie negativen Metricreaktionen.

Verbesserungen der Besiedlung im Kies und Sand werden unterstützt durch die hohen Taxazahlen und Abundanzen der in den renaturierten Abschnitten auftretenden organischen bzw. hochwertigen Substrate Totholz, Grobkies, Grob- und Feindetritus. Damit kann die Aussage von LORENZ et al. (2009) bestätigt werden, dass die Quantität der Substrate sowie deren räumliche Anordnung den Artenreichtum bestimmen. Sie stellten zudem ein Auftreten von Pionierbesiedlern im jungen renaturierten Abschnitt fest, die sie auf unterschiedliche Umweltfaktoren wie z.B. veränderte Strukturverhältnisse und Substratzusammensetzung und fehlende Ufergehölze zurückführen. Diese Beobachtung konnte auch in der vorliegenden Untersuchung gemacht werden, wobei hier die Abundanz in der jungen Renaturierung bereits höher liegt, als im degradierten Abschnitt.

Die Untersuchungen zur substratspezifischen Besiedlung zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten haben gezeigt, dass trotz der bestehenden Belastungssituation im Einzugsgebiet Verbesserungen durch die umgesetzten Maßnahmen eingetreten sind. Eine weitere Verringerung der stofflichen Belastungen (v.a. Nährstoffe) im Mittellauf der Niers könnte

die Wirkung der Maßnahmen weiter verstärken. Deren Wirkungen auf die aquatischen Biozönosen wurde z.B. durch ROLAUFFS et al. (2010) verdeutlicht. In Kap. 5 wurde gezeigt, dass die typspezifischen Bedingungen der Substrat- und Habitatzusammensetzung und des Fließverhaltens für den Typ 12 noch nicht vollständig erreicht worden sind. Somit besteht ein Optimierungspotenzial für die umgesetzten Maßnahmen an der Niers in Pont. Diese Renaturierungen zeigen bereits den richtigen Weg für die Zielerreichung nach EU-WRRL an. Durch Maßnahmen zur Erhöhung des Anteils organischer und hochwertiger Substrate und Schaffung typspezifischer Fließverhältnisse könnte deren Wirkung bei künftigen Renaturierungsmaßnahmen noch verstärkt werden.

Für die weitere typspezifische Entwicklung und Verbesserung der Besiedlung des Makrozoobenthos in den renaturierten Abschnitten und ihren Habitaten ist auch die Existenz von Besiedlungsquellen im Einzugsgebiet von Bedeutung (GORE 1985, LANUV 2011, SUNDERMANN et al. 2011), die in Kap. 9 untersucht wird. Auch die Umsetzung weiterer Maßnahmen zur Renaturierung ober- und unterhalb der Niersabschnitte in Pont kann sich langfristig positiv auf die untersuchten Abschnitte auswirken, denn der Einfluss der Hydromorphologie von bis zu 9 km oberhalb gelegenen Gewässerstrecken konnte durch WAGNER und ARLE (2009) nachgewiesen werden.

7.5 Folgerungen und Bedeutung

In Kapitel 6 konnten positive Metricreaktionen im Vergleich der renaturierten und degradierten Abschnitte nachgewiesen werden, die auch bei einem ausschließlichen Vergleich der zwischen diesen Abschnitten gemeinsamen Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm auftreten. Das legt nahe, dass sich diese Substrate auch im Einzelvergleich zwischen renaturierten Abschnitten und degradiertem Abschnitt unterscheiden. Ziel der Untersuchungen in diesem Kapitel war daher die Ermittlung möglicher Veränderungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos in diesen Substraten.

Es konnte gezeigt werden, dass sich die Biozönose des Makrozoobenthos durch die Renaturierung in erster Linie in den Substraten Kies und Sand verändert hat. Anhand von mehreren ausgewählten Metrics sowie wenigen Taxa sind überwiegend positive Veränderungen festgestellt worden. Die ermittelten Verbesserungen in den Substraten der renaturierten Abschnitte könnten aus einer Beeinflussung angrenzender, zusätzlicher organischer und hochwertiger Substrate herrühren. Auch die größere aquatische Habitatvielfalt ist ein möglicher Einflussfaktor. Weiterhin wurde deutlich, dass diese hochwertigen Substrate Grobkies und Kies, Totholz und Makrophyten die höchsten Taxazahlen aufweisen und Totholz eine recht eigenständige Besiedlung besitzt. Diese Substrate sind für die Besiedlung der Fließgewässer im Tiefland entscheidend (JANUSCHKE et al. 2009). Sie weisen zusätzliche Taxa auf, die in keinem anderen Substrat und nicht im degradierten Abschnitt vorkommen. Damit ist

durch eine Zunahme der Flächenanteile dieser Substrate in den renaturierten Abschnitten auch eine verbesserte Besiedlung zu erwarten, die sich bislang in Kies und Sand nachweisen lässt. Die Veränderungen in den Substraten Makrophyten und Schlamm sind noch gering. Die mittleren Taxazahlen und Individuenzahlen sind im Substrat Schlamm im degradierten Abschnitt höher (SCHATTMANN 2011).

Als wesentliche Metrics bzw. Indices, die zum Vergleich der Besiedlung von Substraten in renaturierten und degradierten Abschnitten geeignet sind (in erster Linie für Tieflandgewässer), werden hier nachfolgende Metrics vorgeschlagen (Gruppen der strömungsbezogenen und bewertungsrelevanten Metrics, der Großgruppen- und Diversitäts-Metrics).

Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** (auf Substratebene) verändern:

1. Priorität

Metricbedeutung

- % Psammal
Nur lagestabiler Sand kann besiedelt werden, mobiler Sand ist besiedlungsfeindlich. Hohe Anteile deuten tendenziell auf degradierte Verhältnisse hin.
- % Phytal
Makrophyten sind als hochwertiges organisches Substrat von großer Bedeutung für die Besiedlung. Hohe Anteile sind positiv zu bewerten.
- Trichoptera %
Hohe Werte bzw. die Zunahme des Anteils sind positiv zu bewerten (vgl. Trichoptera Taxazahl).

2. Priorität

Metricbedeutung

- % Rheo-limnophil
Anteil der Besiedler mit Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer, z.T. auch in Stillgewässern.
- Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK)
Hohe Werte bzw. die Zunahme der Häufigkeiten von Gütezeigern des Faunaindex sind positiv zu bewerten, soweit der Typ 15 zugrunde gelegt wird.
- Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK)
Dt. Faunaindex Typ 11/12 (Ind.Taxa)
Hohe Werte bzw. die Zunahme der Häufigkeiten/der Anzahl von Gütezeigern des Faunaindex sind positiv zu bewerten, soweit der Typ 12 zugrunde gelegt wird.
- Trichoptera Taxazahl
Der Metric spiegelt die Artendiversität wider. Die Trichoptera zeigen viele intolerante Taxa. Daher reagiert der Metric empfindlicher auf Belastungen als die Gesamttaxazahl. Ein hoher Metric-Wert steht daher für ungestörte, strukturreiche Gewässer mit hoher Diversität an Arten und Habitaten.
- EPT Taxazahl
Hohe Werte bzw. die Zunahme der Anzahl sind positiv zu bewerten. Der Metric indiziert in erster Linie die Ungestörtheit der dominierenden Teilhabitate. Ein hoher Metric-Wert steht für wenig gestörte, strukturreiche Gewässer.
- EPTCBO
Der Metric summiert die Taxazahl der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata. Er spiegelt in erster Linie die Artendiversität und damit die Vielfalt ungestörter Teilhabitate wider. Hohe Werte stehen daher für ungestörte, strukturreiche Gewässer mit hoher Diversität an Taxa und Teilhabitaten.
- Taxazahl
Der Metric spiegelt die Artendiversität wider. Eine hohe Anzahl deutet auf vielfältige Habitatbedingungen hin.
- BMWP
Empfindlichkeit der MZB-Familien v.a. gegenüber organischer Belastung. Kein echter Diversitäts-Metric, könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren.
- Abundanz
Eine hohe Abundanz kann auf vielfältige Habitatbedingungen hindeuten. Kein echter Diversitäts-Metric.

- | | |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Dt. Saprobienindex neu (Ind.Taxa) | Hohe Werte bzw. die Zunahme der Anzahl von Indikatortaxa sind positiv zu bewerten und deuten auf eine höhere Diversität hin. Könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren. |
|---|---|

Metrics, die sich infolge der **zeitlichen Entwicklung** von Renaturierungen (auf Substratebene) verändern:

1. u. 2. Priorität	Metricbedeutung
<ul style="list-style-type: none"> • Ephemeroptera Taxazahl 	Der Metric spiegelt die Artendiversität wider. Die Ephemeroptera zeigen mehrere intolerante Taxa. Daher reagiert der Metric empfindlicher auf Belastungen als die Gesamtaxazahl. Ein hoher Metric-Wert steht für ungestörte, strukturreiche Gewässer mit hoher Diversität an Arten und Habitaten.
<ul style="list-style-type: none"> • Dt. Saprobienindex neu 	Empfindlichkeit der MZB-Familien gegenüber organischer Belastung. Kein echter Diversitäts-Metric. Könnte durch Verbesserung der Selbstreinigung infolge der Renaturierungen reagieren.
<ul style="list-style-type: none"> • Crustacea Taxazahl 	Hohe Werte bzw. die Zunahme können vielfältige Habitatbedingungen anzeigen und sind daher eher positiv zu bewerten, auch wenn Taxa mit sehr unterschiedlichen Ansprüchen der Gruppe angehören.

Zur Erfassung von Verbesserungen in der aquatischen Besiedlung auf der Ebene von Substraten eignet sich die hier beschriebene Vorgehensweise eines Vergleichs von jeweils gleichen Substrattypen zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten. Dazu war auch hier eine getrennte Erfassung und Auswertung der Besiedlung der einzelnen Substrate aus dem Multi-Habitat-Sampling (MEIER et al. 2006 a) und für einen statistischen Vergleich eine Mindestprobenanzahl von acht Teilproben notwendig. Für die praktische Anwendung im Rahmen von Erfolgskontrollen mit eher begrenztem Aufwand wird eine Beschränkung auf gemeinsam auftretende, häufigere Substrate bzw. die vergleichende Untersuchung von ein oder zwei dominierenden Substraten vorgeschlagen. Da vor allem im Tiefland in den degradierten Gewässerstrecken organische und weitere hochwertige Substrate (v.a. Totholz, Kies, Grobdetritus, Grobkies) weitgehend fehlen und besonders gut besiedelt sind, ist eine Erfassung der Besiedlung dieser Substrate bedeutsam, um die zusätzlichen Taxa sowie ggf. weitere positive Metrierausprägungen erfassen zu können. Vor allem das Substrat Totholz weist zusätzliche Taxa und eine eigenständige Besiedlung auf, die sich bei entsprechenden Flächenanteilen des Substrats auch auf die Bewertung des ökologischen Zustands (nach MEIER et al. 2006 a) auswirken kann. Die organischen und hochwertigen Substrate wirken sich offenbar auch positiv auf die Besiedlung angrenzender, anderer Substrattypen aus (s.o.).

Eine Überprüfung der hier untersuchten Metrics an weiteren Renaturierungsmaßnahmen ist sinnvoll. Das gilt vor allem für Tieflandgewässer. Dadurch könnte ihre Eignung als Indikatoren für Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen in den Substraten weiter überprüft werden. Ziel sollte langfristig die gewässertypspezifische Bewertung dieser Indikatormetrics sein.

Offene Fragen für künftige Untersuchungen sind die Erforschung der natürlichen Substratzusammensetzung und Habitatbedingungen in organisch geprägten Tieflandflüssen sowie der weiteren Gewässertypen in Tiefland und Mittelgebirge (DAHM et al. 2013b). Anhand der typspezifischen Substratverteilung und –diversität sowie der weiteren Habitatbedingungen können konkretere Aussagen zur Zielbiozönose gemacht werden und damit auch entsprechende optimierte Maßnahmen zur Erreichung dieser Bedingungen abgeleitet werden.

8 UFERFAUNA-BIOZÖOSEN IM VERGLEICH RENATURIERT – DEGRADIERT

8.1 Einführung

Die Untersuchung der ökologischen Wirkungen der Renaturierungsmaßnahmen an der Niers auf die Uferfauna erfolgt anhand der Gruppen der Laufkäfer (*Carabidae*) und Spinnen (*Arachnida: Araneae*). Laufkäfer und Spinnen gehören zu den dominierenden Tiergruppen terrestrischer sowie semiterrestrischer Lebensräume der Ufer und Flussauen (HERING 1995, STEINBERGER 2004, BLICK 2009). Beide Gruppen treten in hohen Arten- und Individuenzahlen in allen terrestrischen und periodisch überfluteten Lebensräumen auf und bilden spezifische Artengemeinschaften bzw. zeigen oft arttypische Biotopansprüche (TRAUTNER, FRITZE 1999, SCHARDT et al. 2007), so dass sie eine gute Eignung für ökologische Untersuchungen und als Indikatorgruppe für die Bewertung von Habitaten aufweisen (HÄNGGI 1989, KIECHLE 1992, NIEDLING, SCHERLOSKE 1999, STEGNER 2001). Aufgrund ihrer oft engen Bindung an bestimmte Standortbedingungen in den Auen stuft KOENZEN (2005) die Gruppe der Laufkäfer als besonders geeignet für die Bewertung der hydrologischen Bedingungen sowie dynamischer Vorgänge in Auen ein. Sowohl Laufkäfer als auch Spinnen werden von KOENZEN (2005) als sehr gute Indikatoren für die Bewertung der Formen- und Habitatvielfalt, des Wasserhaushalts und der Dynamik angesehen. Diese Eignung wird unterstützt durch den guten taxonomischen, faunistischen und ökologischen Kenntnisstand der beiden Gruppen (TRAUTNER, FRITZE 1999, BOSCAINI et al. 2000, REBHAN 2002, BLICK, SCHEIDLER 2003, BÖHME 2005).

Die Artengruppen der Laufkäfer und Spinnen eignen sich daher auch zur Detektion der aus den Renaturierungen resultierenden Veränderungen der Ufer- und Auenlebensräume. Zudem weisen beide Gruppen mehrere typische Uferarten (ripicole Arten) sowie Indikatoren für feuchtegeprägte Lebensräume auf. Sie repräsentieren die Verbindung zwischen dem Lebensraum Gewässer und den terrestrischen Habitaten, da sie sich häufig von emergierenden aquatischen Organismen oder solchen, die an Land gespült werden, ernähren (HERING 1995, PAETZOLD et al. 2005, PAETZOLD et al. 2008).

Laufkäfer werden bei der Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen in jüngerer Zeit zunehmend als Indikatorgruppe mitbetrachtet (ANDRETZKE 2002, GÜNTHER, ASSMANN 2005, PAETZOLD et al. 2008, JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2011a). Insgesamt ist die Berücksichtigung der Laufkäfer bei Erfolgskontrollen von Maßnahmen im Naturschutz bislang jedoch noch als untergeordnet zu bezeichnen (REBHAN 2002). Es konnten anhand der Laufkäfer in mehreren Untersuchungen von Renaturierungen an Fließgewässern deutlich schnellere Reaktionen auf diese Maßnahmen festgestellt werden, als dies bei den aquatischen Gruppen der Fall war (JÄHNIG et al. 2011 a, JANUSCHKE et al. 2011). Damit ist diese Gruppe

geeignet, kurzfristige Reaktionen von Maßnahmen und ihre Wirkung auf die Ufer- und Auenhabitate anzuzeigen. Laufkäfer weisen somit ein hohes Indikationspotenzial für Veränderungen von Fließgewässerabschnitten durch Renaturierungsmaßnahmen auf (JANUSCHKE et al. 2010).

Detaillierte Untersuchungen zur ökologischen Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen auf die Spinnenfauna sind bislang noch seltener als bei den Laufkäfern. Als Beispiele sind hier u.a. zu nennen LAMBEETS et al. (2008) und PAETZOLD et al. (2008). PAETZOLD et al. (2008) schreiben jedoch v.a. den Spinnen die Rolle von sensitiven Indikatoren für hydromorphologische Veränderungen an Fließgewässern zu. Die mögliche Beeinflussung der Spinnenlebensgemeinschaften und ihrer Artenzusammensetzung infolge der Renaturierungsmaßnahmen wird vorwiegend durch strukturelle, geographische und abiotische Faktoren bestimmt und weniger durch bestimmte Pflanzengemeinschaften (HÄNGGI 1989). BONN et al. (2002) benennen auch die Heterogenität der Vegetation als einen wichtigen Einflussfaktor auf die Spinnenfauna. RIECKEN und SCHRÖDER (2002) geben für Laufkäfer die besondere Bedeutung des Einflusses abiotischer Rahmenbedingungen für die Zusammensetzung der Biozönosen an und nennen hier u.a. das Mikroklima, die Bodenfeuchte, den Säuregehalt, den Boden- und Substrattyp sowie die Struktur und Lebensraumdynamik. LAMBEETS et al. (2008) führen das Ausmaß der Überflutungsdynamik, die Dichte der Vegetation sowie das Vorkommen von Lehm, Schlamm und Sand als wichtigste Einflussfaktoren für die Zusammensetzung der Biozönosen von Spinnen und Laufkäfern an.

Die ripicolen Arten sind meist an das Vorkommen von Uferbänken gebunden (BOSCAINI et al. 2000, GACEK, HERING 2007), die im Rahmen von Renaturierungen häufig neu entstehen. Vor allem der Verlust bzw. Rückgang solcher Uferbänke mit Offenbodenflächen aus Sand und Kies hat zu einem Rückgang von stenotopen Uferarten geführt (BRÄUNICHE, TRAUTNER 1999, EYRE et al. 2001). Wie bereits vorliegende Untersuchungen zu Laufkäfern zeigen, ist aufgrund der Flugfähigkeit vieler Arten und damit ihrer großen Ausbreitungsfähigkeit (GÜNTHER, ASSMANN 2005) eine rasche Besiedlung neu entstandener Uferbänke und Uferstrukturen festzustellen (JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2011 b), sofern noch Besiedlungspotenziale in erreichbarer Nähe vorhanden sind (GACEK, HERING 2007). Die hohe Mobilität der ripicolen Laufkäferarten über Entfernungen bis zu 10 km ist in Untersuchungen belegt (DEN BOER 1990, MARGGI 1992). Auch GÜNTHER und ASSMANN (2005) weisen Laufkäfern ein hohes Wiederbesiedlungspotenzial zu und BONN et al. (2002) führen aus, dass Laufkäfer als r-Strategen mit hoher Ausbreitungsfähigkeit in der Lage sind, kleinste Habitatflächen zu finden und zu besiedeln. Arten der Vegetationsflächen dagegen sind oft flugunfähig (JÄHNIG et al. 2009).

Auch bei den Spinnen beruht ihre Indikatoreignung u.a. auf ihrem hohen Ausbreitungspotenzial (u.a. durch Windverdriftung per Fadenfloß - „ballooning“, „Aeronauten“), so dass neue Habitate schnell besiedelt und Veränderungen in der Qualität von Biotopen anhand der Spinnenfauna schnell festgestellt werden können (KIECHLE 1992). Allerdings ist die passive Ausbreitung für eine gezielte Besiedlung kleinräumiger Strukturen wie Uferbänke kaum geeignet, so dass weniger stenotope Spinnenarten der Uferlebensräume existieren, als dies bei den Laufkäfern der Fall ist (BONTE et al. 2006).

Die Bedeutung naturnaher, gewässertypischer Uferstrukturen für die Besiedlung durch Laufkäfer und Spinnen wird deutlich, wenn man sich die Gefährdungssituation der an diese Strukturen gebundenen Arten ansieht. Bei den Laufkäfern werden von den Bewohnern vegetationsarmer Ufer, Bänke und Aufschwemmungen in der Roten Liste für Laufkäfer Nordrhein-Westfalens 67 % einer Gefährdungskategorie zugeordnet, bei den Bewohnern vegetationsreicher Ufer, Sümpfe, Moore und Feuchtheiden sind es etwa 50 % (SCHÜLE, TERLUTTER 1998). Vergleichbar ist die Situation bei den Spinnen, für die in der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen (KREUELS, PLATEN 1999) bei den typischen Uferarten ein Gefährdungsanteil von 62,5 % angegeben wird. Jedoch umfasst diese Gruppe lediglich 8 Arten. Aber auch für die zahlreichen Arten der weiteren autotypischen, feuchten Pflanzenformationen wie Nass- und Feuchtwälder, Nasswiesen und Röhrichte werden zwischen 20 % und 45 % der Arten einer Gefährdungskategorie zugeordnet. Somit kommt den Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern nicht nur für die aquatischen, bewertungsrelevanten Qualitätskomponenten nach EU-WRRL eine große Bedeutung zu, sondern auch für die Gruppen der Laufkäfer und Spinnen, die spezialisierte Arten für die Ufer- und Auenbiotope aufweisen. Angesichts des o.g. Gefährdungsgrades von Arten der Fließgewässer und Feuchtgebiete aus diesen Gruppen bergen Maßnahmen zur hydromorphologischen Verbesserung der Gewässer auch Potenziale zur Verbesserung der Biodiversität.

Die vorliegenden Untersuchungen zur Hydromorphologie in Kapitel 5 haben gezeigt, dass die Diversität der Ufer- und Auenhabitate infolge der Renaturierungsmaßnahmen deutlich zugenommen hat. Neben Flachufeln und Uferbänken haben sich deutlich breitere amphibische Zonen als potenzieller Lebensraum für die Uferfauna entwickelt. Die deutlich verbesserte Überflutungsdynamik in den Ersatzauen führt zu insgesamt feuchteren Habitatbedingungen. Vor dem Hintergrund der o.g. Einflussfaktoren für Laufkäfer und Spinnen sind durch die Renaturierungsmaßnahmen daher auch deutliche Veränderungen in ihren Lebensgemeinschaften zu erwarten.

Die bisherigen Untersuchungen zur Reaktion von Laufkäfern auf Renaturierungsmaßnahmen haben gezeigt, dass neben den Taxazahlen die Diversität der Biozönosen ansteigt sowie die Anzahl und der Anteil der ripicolen Arten (GACEK, HERING 2007, JANUSCHKE et al. 2009).

Darüber hinaus wird erwartet, dass sich der Anteil feuchteliebender, hygrophiler Arten sowie spezialisierter Arten mit enger ökologischer Potenz (stenotope Arten), die für naturnahe, dynamische Gewässer und ihre Auen typisch sind (STEINBERGER 2004), erhöht. Anspruchslosere (eurytope) Arten dagegen gehen zurück. So konnten GÜNTHER und ASSMANN (2005) nach Rückbaumaßnahmen an Tieflandgewässern eine deutliche Zunahme von Uferbänken und damit verbunden einen Anstieg stenotoper Arten aufzeigen. ANDRETZKE (2002) zeigt die Bedeutung von Sumpfbänken (paludicole Arten) an Gewässern des Tieflandes auf. GACEK und HERING (2007) stellten an verzweigten im Vergleich zu unverzweigten Mittelgebirgsflüssen eine Zunahme der hygrophilen und Abnahme der eurytopen Arten fest. Auf Grundlage der in der Literatur beschriebenen Erkenntnisse und der durch die Renaturierungen an der Niers in Geldern-Pont erzielten hydromorphologischen Verbesserungen werden folgende Hypothesen formuliert:

1. *Das Auftreten von Uferbänken und Uferbereichen mit Offenboden führt zu einer Zunahme der ripicolen Arten.*
2. *Die größere Habitatvielfalt und naturnähere Ausprägung der Ufer- und Auenbereiche führt in den renaturierten Abschnitten zu einer diverseren Lebensgemeinschaft der Laufkäfer und Spinnen, die sich in einer Zunahme der Taxazahlen, Abundanzen, des Shannon-Wiener Index und der Eveness äußert.*
3. *Die verbesserten Habitatbedingungen und die erhöhte Auen- und Überflutungsdynamik bedingen eine Zunahme spezifischer Auenhabitats und damit der Zahl hygrophiler und stenotoper Arten, von Arten mit Bindung an feucht-nasse Biotope (paludicole Arten) und Arten der Roten Liste.*
4. *Der Rückgang der Offen- und Kulturlandbiotope führt zur Abnahme anspruchsloser, eurytoper Arten sowie typischer Arten der Äcker und Ruderalfluren. Xerophile Arten sind lokal auch an trockeneren Standorten naturnaher Auen vertreten. Aufgrund der verbesserten Vernetzung von Gewässer und Aue durch die Renaturierungen sowie der höheren Überflutungsdynamik wird hier jedoch ein Rückgang erwartet.*
5. *Der zeitliche Einfluss zwischen den unterschiedlich alten Renaturierungen spiegelt sich auch in den Biozönosen von Laufkäfern und Spinnen wider, da erst mit zunehmender zeitlicher Dauer nach Maßnahmenumsetzung von der Einstellung typspezifischer hydromorphologischer Bedingungen ausgegangen werden kann (JANUSCHKE et al. 2009). So müssten neben den Wirkungen der Einflussfaktoren Renaturierung „alt“, Renaturierung „jung“ auch die zeitlichen Wirkungen im Laufe der Sukzession zu differenzieren sein. Beispielsweise ist zu erwarten, dass entsprechend der aufkommenden Bewaldung mit zunehmendem Alter der Maßnahmen die Anzahl der Waldarten zunimmt.*

6. *Für die Laufkäfer werden eine Zunahme der flugfähigen Arten in den renaturierten Abschnitten sowie eine Abnahme der Winterbrüter erwartet. Die Anteile flugfähiger Laufkäferarten in dynamischen Biotopen wie Gewässerufer, Feuchtwiesen und Röhrichte sind sehr hoch bis nahe 100 % (RIECKEN, SCHRÖDER 2002). Bedingt durch die zunehmende Feuchte und den Anstieg der winterlichen Überflutungen erhöht sich in den renaturierten Abschnitten der Anteil der Frühjahrsbrüter (RATHS, RIECKEN 1999).*

Die Veränderungen der Lebensgemeinschaften der Uferfauna zwischen den untersuchten renaturierten und degradierten Abschnitten werden anhand verschiedener Kenngrößen ermittelt, die in erster Linie unterschiedliche biologische Anspruchstypen (z.B. Habitatpräferenzen) abbilden. Aus diesen Veränderungen der betrachteten Metrics infolge der Renaturierungen können je nach ihrer Richtung Rückschlüsse auf positive und negative Maßnahmenwirkungen bzw. verbleibende Defizite gezogen werden. Daraus werden abschließend Hinweise für die konkrete Maßnahmenplanung abgeleitet. Die Ermittlung möglicher Indikatormetrics ist für weitere Erfolgskontrollen an Tieflandfließgewässern und die Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen im Hinblick auf die erzielten Habitatverbesserungen bedeutsam. Zudem können diese Bestandteil einer effizienten Untersuchungsmethodik für Erfolgskontrollen werden.

8.2 Material und Methoden

8.2.1 Erfassung und Datenaufbereitung

Zur Erfassung der Uferfauna wurden so ufernah wie möglich entlang des Fließgewässers sowie in semiterrestrischen und terrestrischen Umfeldstrukturen wie Uferbänken und Ufern der Auengewässer Barberfallen ausgebracht. Diese Bodenfallen gehen auf BARBER (1931) zurück. STAMMER (1949) führte diese in die deutschsprachige Literatur ein und beschrieb ebenso wie TRETZEL (1955) und HEYDEMANN (1956) die Möglichkeiten für ihre Verwendung bei ökologischen Untersuchungen. Die gemeinsame Bearbeitung von Spinnen und Laufkäfern ist dabei besonders sinnvoll, da sich die Erkenntnisse aus den Auswertungen beider Gruppen häufig ergänzen (BLICK 1999) und sich beide über die Bodenfallen gut erfassen lassen (MÜHLENBERG 1993).

Die Barberfallen wurden ebenerdig in den Boden eingelassen, um damit die auf der Erdoberfläche und in der Streuschicht bzw. Vegetation laufenden Tiere zu erfassen. Die verwendeten PVC-Gefäße hatten einen Öffnungsdurchmesser von 9 cm bei einer Tiefe von 10 cm und einem Volumen von ca. 60 cm³. Um die Fallen vor Regen und Laubeintrag zu schützen, wurden über den Fanggefäßen Plexiglasdächer mit einer Kantenlänge von 15x15 cm mit Hilfe von 2 Nägeln in einer Höhe von ca. 8 cm über der Öffnung angebracht und mit etwas örtlicher Vegetation bzw. Substrat abgedeckt.

Als Fangflüssigkeit wurde Ethylenglykol verwendet, so dass die Tiere abgetötet und konserviert wurden. Dadurch konnten die Fallen 2 Wochen vor Ort verbleiben, was den Vorteil hat, dass sie Tag und Nacht fängig sind und die Ausbeute eines solchen Zeitraumes ein über verschiedene Wetterlagen integriertes Ergebnis darstellt (MÜHLENBERG 1993). Als Expositionszeitraum wurden in den Jahren 2006 und 2007 jeweils die ersten zwei Maiwochen ausgewählt und damit der Frühjahrsaspekt erfasst (s. Tab. 8.1). Ergänzend wurden selektiv Handaufsammlungen mit einem Exhaustor an unbewachsenen Uferbänken unmittelbar benachbart zur Uferlinie durchgeführt. Dies war nur im älteren renaturierten Abschnitt möglich, da die Ansätze von Uferbänken im jungen renaturierten Abschnitt nicht begehbar waren und im degradierten Abschnitt die Ufer durch Steinschüttung befestigt und z.T. senkrechte Kanten aufwiesen. Die abgesammelten Flächen (0,82 m²) wurden mit einem Kunststoffring abgegrenzt und maximal 10 Minuten untersucht (vgl. JÄHNIG et al. 2009 b).

Aufgrund der einförmigen Uferböschungen im degradierten Abschnitt wurde hier durch 18 Barberfallen das gesamte Spektrum des Bewuchses der angrenzenden Nutzungen und Uferböschungen erfasst, während in den renaturierten Abschnitten, bedingt durch zahlreiche verschiedene Habitate, dazu 32 bzw. 33 Fallen nötig waren (Tab. 8.1, Abb. I, Abb. II, Glossar). Die Distanz zwischen den Barberfallen ist in jedem Fall größer als 5 m, so dass der von MÜHLENBERG (1993) empfohlene Mindestabstand von 2 m deutlich überschritten wird. Der Mindestabstand dient dazu, eine gegenseitige Beeinflussung der Fallen hinsichtlich einer Reduzierung des potenziellen Fangs auszuschließen. Die Entfernung der Fallen zu den angrenzenden Nutzungen lag im degradierten Abschnitt z.T. bei 5 m, in den renaturierten Abschnitten bei ca. 10 bis über 100 m.

Die hier gewählte Methodik und die einmalige Erfassung der Biozönosen von Laufkäfern und Spinnen im Frühjahr dient dem ersten Vergleich der Zusammensetzung in degradierten und renaturierten Abschnitten und erhebt keinen Anspruch auf vollständige Ermittlung des Artenspektrums. Durch die jahreszeitlich gleichen Expositionszeiträume ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den Abschnitten gegeben.

Die gesammelten Laufkäfer und Spinnen wurden nach dem Leeren der Fallen in 70 %igen Ethanol überführt und auf Artniveau bestimmt. Die Laufkäferbestimmung erfolgte nach MÜLLER-MOTZFELD (2004) und TRAUTNER, GEIGENMÜLLER (1987). Für die Bestimmung der Spinnen wurden ROBERTS (1997) und PLATNICK (2000-2008) herangezogen. Für jeden Fallenstandort wurde eine eigene Artenliste sowohl für die Laufkäfer als auch für die Spinnen erstellt, die die Grundlage für die weiteren Auswertungen darstellen (Anhang 8.1, 8.2). Aus den einzelnen Artenlisten der Fallenstandorte sind außerdem für jeden Abschnitt Gesamtartenlisten generiert worden, die die Grundlage für die Auswertungen auf Abschnittsebene darstellen (Ähnlichkeitsanalysen nach Renkonen). Detaillierte Charakteristika zu den

Fallenstandorten, wie z.B. Deckungsgrad der Vegetation, Biotoptyp, Beschattung etc., die über die Angaben in Tab. 8.1 hinausgehen, sind im Anhang (4.1) aufgeführt.

Tab. 8.1: Zusammenfassende Übersicht über Charakteristika der Fallenstandorte, Expositionszeiten und erfasste Biotopstrukturen

	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Anzahl Fa+Ilenstandorte	32	33	18
Expositionszeit	29.4. – 13.05.2006	28.4. – 12.05.2007	29.4. – 13.05.2006
Erfasste Biotopstrukturen	Uferzonen (Flach-, Steilufer), Uferzonen Altarm, Stillgewässer, Rinnensysteme jeweils mit Seggen, Binsen, Röhrichten, z.T. Ufergehölze	Uferzonen (Flach-, Steilufer), Uferzonen Altwasser, Altarm jeweils mit Seggen, Binsen, Röhrichten, z.T. Totholz, Geschwemmsel, z.T. auch Offenboden mit Pionierarten	Ufersäume mit Hochstauden, Brennnesseln, z.T. Seggen, Schilf; vereinzelt unter Ufergehölz
Beschattung	meist gering bis mäßig (25-50 %), z.T. deutlich bis vollständig (75-100 %)	meist keine bis gering 0 – 25 %	meist gering (<25 %), vereinzelt mäßig bis deutlich (50-75 %)
Vegetationsbedeckung	60 – 100 %	30 – 100 %	meist 100 %
Feuchtestufe (geschätzt)*	mäßig wechsel-feucht, feucht bis nass	mäßig trocken, frisch, feucht bis nass	mäßig wechsel-feucht

* in Anlehnung an die ökologische Feuchtestufe, bezogen auf den effektiven Wurzelraum (aus dem Informationssystem Bodenkarte von NRW 1:50.000 des Geologischen Dienstes NRW)

8.2.2 Datenanalyse

Die Daten zur Besiedlung der Abschnitte wurden im Hinblick auf Unterschiede zwischen den Abschnitten mit Hilfe der Software STATISTICA 6.1 (StatSoft, Inc. 2002) untersucht. Die Darstellung der Daten als Box-Whisker-Plots diente einem ersten visuellen Vergleich der Werteverteilungen. Außerdem wurden jeweils für die zu betrachtenden Metrics einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA) und U-Tests nach Mann-Whitney durchgeführt. Als Datengrundlage dienen die jeweiligen Metricwerte der einzelnen Fallenstandorte für jeden untersuchten Gewässerabschnitt (Anhang 8.3). Die Zahl der Einzeldatensätze lag aufgrund der geringeren Probenanzahl und der nur einmaligen Probenahme pro Abschnitt deutlich unter der des Makrozoobenthos. Es wurden insgesamt etwa 230 Berechnungen für die Abschnittsvergleiche auf Grundlage von Metrics vorgenommen. Die Berechnungen mittels ANOVA dienten der Vorauswahl von Metrics, die Unterschiede in den Varianzen der Metricwerte zwischen den untersuchten Abschnitten anzeigen. Mit dem Mann-Whitney-U-Test erfolgte danach ein paarweiser Vergleich der drei untersuchten Abschnitte in Bezug auf signifikant unterschiedliche

Median-Ausprägungen (vgl. Kap. 5.2.2). So werden die vorhandenen Veränderungen auf der Ebene der einzelnen Metrics zwischen den Abschnitten herausgearbeitet und hinsichtlich ihrer Bedeutung bewertet.

Ähnlichkeitsanalysen der Lebensgemeinschaften

Zur Berechnung der Ähnlichkeiten der Biozönosen zwischen den untersuchten Abschnitten wurden aus den jeweiligen Einzelproben durch arithmetische Mittelwertbildung der jeweiligen Individuenhäufigkeiten durchschnittliche Besiedlungen für die Abschnitte ermittelt. Diese dienten der Berechnung der Dominanzidentität (Renkonen'sche Zahl).

Auswahl von Metrics

Zur Identifizierung der ökologischen Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen in Bezug auf die Uferfauna wurden zahlreiche Metrics herangezogen, die die verschiedenen ökologischen Ansprüche der Arten berücksichtigen. Für die Laufkäfer wurden auch relevante biologische Kenngrößen verwendet. Ziel war es, dadurch möglichst umfassende Erkenntnisse zur Maßnahmenwirkung auf die Gruppen der Laufkäfer und Spinnen im Tiefland sowie Rückschlüsse auf die Eignung der umgesetzten Maßnahmen zu erhalten.

Als Orientierung für die Auswahl geeigneter Metrics dienten zunächst vorliegende Untersuchungen (GÜNTHER, ASSMANN 2005, GACEK, HERING 2007, JANUSCHKE et al. 2009, BLICK, SCHEIDLER 2009). Darin werden neben den Taxa- und Individuenzahlen häufig Evenness und Shannon-Wiener Index als Diversitäts-Metrics verwendet sowie Anzahl und Anteil ripicoler Arten. Von Bedeutung sind auch Metrics, die die Biotoppräferenz der Arten beurteilen, wie z.B. hygrophile Arten, eurytope Arten sowie Präferenzen bestimmter Vegetationstypen.

Zusätzlich zu diesen Metrics wurden in der vorliegenden Arbeit weitere Metrics verglichen, die Aussagen zur Habitatbindung, präferierten Pflanzenformationen und ökologischen Typen ermöglichen. Für die Laufkäfer kommen biologische Kenngrößen wie die Flügelausprägung und der Fortpflanzungstyp hinzu (Tab. 8.2). Aufgrund des im Leitbildzustand des Gewässertyps 12 nur lokalen Auftretens von Uferbänken mit Offenboden und der Dominanz von Arten der sehr feuchten, sumpfigen Ufer und Bruchwälder (LUA 2001 b) sind u.a. Metrics betrachtet worden, die diese Charakteristika und damit das Auftreten von daran angepassten Sumpfsarten (paludicolen Arten) abbilden können. ANDRETZKE (2002) bestätigt bei Untersuchungen an der Wümme die Bedeutung dieser Arten für Gewässer des Tieflandes. Zur Identifizierung von Veränderungen der paludicolen Arten wurden Metrics wie die Anzahl und der Anteil von Arten der feucht-nassen Biotope und die Anzahl sowie der Anteil von Arten der Feucht- und Nasswälder herangezogen.

Als Grundlage für die Berechnung der Metrics zur Habitatbindung, Pflanzenformation, ökologischer Typ und bei den Laufkäfern der Flügelausprägung und des Fortpflanzungstyps für die einzelnen Gewässerabschnitte war zunächst eine Zuordnung der autökologischen Informationen zu den einzelnen Arten erforderlich. Dazu wurden für die Spinnen Einstufungen von KREUELS und PLATEN (1999) sowie KREUELS und BUCHHOLZ (2006) verwendet. Für die Laufkäfer wurden Angaben in erster Linie aus BRÄUNICHE, TRAUTNER (2009; Lebensraumpräferenz), OLTHOFF et al. (2009; Biotopbindung, Feuchtigkeitspräferenz), STEGMANN (2004; Fortpflanzungstyp, Flügelausprägung, Biotopbindung, Feuchtigkeitspräferenz), STEGNER (2001; Feuchtigkeitspräferenz), DURRER, LUKA (2006; Feuchtigkeitspräferenz, Biotoptypenpräferenz), DREES (2006; Biotopbindung, Fortpflanzungstyp, Flügelausprägung) sowie BARNDT et al. (1991) herangezogen.

Es wurden insgesamt 26 Metrics für die Spinnen und 34 Metrics für die Laufkäfer ausgewählt, um die durch die Renaturierungen erzielten hydromorphologischen Veränderungen widerspiegeln zu können (Tab. 8.2). Einige Metrics bilden die Anzahl von Arten mit entsprechender ökologischer Präferenz ab, andere den prozentualen Anteil, der auf Grundlage von Artenzahlen ermittelt wurde. Eine Berücksichtigung der Individuenzahlen bei der Berechnung der Anteile erfolgte nicht. Als Grundlage für die Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit wird die durch die Renaturierung hervorgerufene, erwartete Reaktion für jeden Metric angegeben. Diese Einstufung stützt sich auf die Annahme, dass durch die Renaturierung u.a. neue Uferbänke entstehen, durch die typische Uferarten gefördert werden. Zudem ist dieser Lebensraum der Kies- und Lehmflächen deutschlandweit „stark gefährdet“ (JEDICKE 1997), so dass auch die daran gebundenen Arten in vielen Fällen gefährdet sind und somit die Zahl der Rote Liste Arten ansteigen müsste. Durch die in den Maßnahmenabschnitten erzielte deutliche Erhöhung der Vielfalt von Ufer- und Auenhabitaten und die Schaffung feuchtegeprägter Lebensräume wird ein Anstieg spezialisierter (stenotoper) sowie feuchteliebender Arten bei einem Rückgang von eurytopen Arten mit Verbreitungsschwerpunkt auf Ackerflächen, Ruderalfluren und Wiesen erwartet.

Ableitung von Indikator-Metrics

Die Ableitung von geeigneten Indikator-Metrics, die die Wirkungen der Maßnahmen der Renaturierungen anzeigen, erfolgte unter Berücksichtigung der in Tab. 8.2 dargestellten erwarteten Metricreaktionen. Das Vorgehen entspricht darüber hinaus der in Kap. 6.2.2 beschriebenen Vorgehensweise.

Tab. 8.2: Übersicht über die Metricgruppen und Metrics für die Uferfauna und die zu erwartende Metricreaktion durch die Renaturierungen

Metric	Erwartete Reaktion	Begründung
Diversitäts-Metrics		
Artenzahl	Zunahme	Die Renaturierungen bedingen einen Anstieg der Struktur- und Habitatvielfalt und damit der Artenzahl.
Eveness	Zunahme	Die größere Naturnähe führt zu größeren Artenzahlen und stärkerer Gleichverteilung der Individuen.
Shannon-Wiener Index	Zunahme	Die größere Naturnähe durch die Renaturierung bedingt einen Anstieg der Artenzahl und führt damit zu einem höheren Diversitätswert.
Individuenzahl	Zunahme	Neben der Artenzahl steigt aufgrund der differenzierteren Habitatbedingungen auch die Individuenzahl.
Anzahl / Anteil Rote Liste Arten	Zunahme	Die größere Habitatvielfalt der Ufer und Auen bewirkt eine Zunahme seltener Arten mit hohen Ansprüchen an ufer- und auentypische Lebensräume
Metrics der Habitatbindung		
Anzahl / Anteil eurytope Arten	Abnahme	Arten mit großer ökologischer Potenz und wenig spezifischen Lebensraumansprüchen, wie Pionierbesiedler, gehen v.a. im Laufe der Sukzession nach Renaturierung zurück.
Anzahl / Anteil stenotoper Arten	Zunahme	Spezialisierte (an einen bestimmten Lebensraum gebundene) Arten sind in naturnahen Gewässer-Auen-Systemen mit dynamischer Umlagerung und Auenwäldern häufig. Vor allem stenotop-hygrophile Arten nehmen daher zu, stenotop-xerophile treten dagegen nur in geringer Zahl auf bzw. nehmen ab.
Metrics der Pflanzenformationen		
Anzahl / Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)	Zunahme	Für naturnahe, dynamische Fließgewässer sind ständige Umlagerungen von Material und die Entstehung von Uferbänken mit Offenboden charakteristisch. Das gilt für den Gewässertyp 12 eingeschränkt, da organische Substrate überwiegen. Lokal können diese Bereiche vorkommen. Daher wird von einem Anstieg ausgegangen.
Anzahl / Anteil Arten der feucht-nassen Biotope*	Zunahme	Naturnahe Fließgewässer und Auen weisen ein Mosaik an unterschiedlichen Biotop- und Habitatstrukturen auf, in dem v.a. feuchtegeprägte Lebensräume mit entsprechenden Vegetationsformationen der Moore, Verlandungszonen, Kleingewässer, Feucht- und Nasswiesen sowie Feucht- und Nasswälder überwiegen. Daran angepasste Arten nehmen in Artenzahl und Anteil an der Biozönose zu.
Anzahl / Anteil Arten der Äcker u. Ruderalfluren	Abnahme	Arten des offenen Geländes, der Kulturlandschaft, Äcker und Ruderalfluren gehen im Zuge der Förderung auentypischer Lebensräume und verbesserten Auen- und Überflutungsdynamik zurück.
Metrics der Ökologischen Typen		
Anzahl / Anteil, Waldarten (gesamt)	Zunahme	Waldarten nehmen im Zuge der Sukzession und aufkommenden Gehölze zu. Lediglich in der jungen Renaturierung fehlen Gehölze noch weitgehend bzw. sind auf junge Anpflanzungen beschränkt.
Anzahl / Anteil Arten der Feucht-, Nasswälder	Zunahme	Durch die verbesserte Überflutungsdynamik und der zunehmenden Bewaldung treten zunehmend Arten der Feucht- und Nasswälder auf.

8 – Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert

Metric	Erwartete Reaktion	Begründung
Anzahl / Anteil Freiflächenarten	Abnahme	Arten der Freiflächen nehmen im Zuge der Sukzession und aufkommenden Gehölze ab. Lediglich im jungen Stadium der Sukzession tritt eine Zunahme auf.
Anzahl / Anteil hygrobionter, -philer Arten**	Zunahme	Naturnahe Fließgewässer und ihre Auen sind durch eine große Anzahl/Anteil hygrobionter und hygrophiler Arten gekennzeichnet. Durch die Renaturierung wurden die Ufer- und Auenhabitate in ihrer Anzahl und Qualität verbessert sowie die Vernetzung von Gewässer und Aue. Hygrophile Arten profitieren davon.
Anzahl / Anteil xerobionter, -philer Arten***	Abnahme	Xerophile Arten kommen in naturnahen Gewässer-Auensystemen lokal an Sonderstandorten, z.B. auch auf sandig-kiesigen Uferbänken vor. Im Zuge der Renaturierungen wurden feuchtegeprägte Habitate gefördert und Uferbänke sind für den Typ 12 weniger bedeutsam, so dass ein Rückgang im Vergleich zu den degradierten Strecken zu erwarten ist.
Metrics Flügelausprägung (Laufkäfer)		
Anzahl / Anteil brachypterer Arten	Abnahme	Rückgang der Anzahl und des Anteils der nicht flugfähigen Arten aufgrund ihres geringen Ausbreitungspotenzials. Sie werden durch flugfähige Arten mit der Fähigkeit zur schnellen Besiedlung der renaturierten Abschnitte verdrängt.
Anzahl / Anteil makropterer Arten	Zunahme	Zunahme der Anzahl und des Anteils der flugfähigen Arten aufgrund ihres hohen Ausbreitungspotenzials und damit der Fähigkeit zur schnellen Besiedlung der renaturierten Abschnitte. Hohe Anteile flugfähiger Arten sind charakteristisch für dynamische Lebensräume.
Metrics Fortpflanzungstyp (Laufkäfer)		
Anzahl / Anteil Frühjahrsbrüter	Zunahme	Zunahme der Frühjahrsbrüter und damit der Arten, die im Imaginalstadium überwintern. Ursache ist die Empfindlichkeit der endogäischen Larven der Laufkäfer gegenüber der zunehmenden Überflutungen und Überstauungen der Ersatzaue infolge der Renaturierung. Die Zahl der Larvalüberwinterer geht daher zurück.
Anzahl / Anteil Herbstbrüter	Abnahme	Abnahme der Herbstbrüter und damit der Larvalüberwinterer. Ursache ist die Empfindlichkeit der endogäischen Larven der Laufkäfer gegenüber der zunehmenden Überflutungen und Überstauungen der Ersatzaue infolge der Renaturierung.

* hierunter wurden für die Spinnen nach KREUELS, PLATEN (1999) folgende Pflanzenformationen zusammengefasst: 2. oligotrophe und mesotrophe Moore incl. Verlandungszonen und Kleingewässer, 3. eutrophe Moore inkl. deren Verlandungszonen und Kleingewässer, 4. extensiv oder nicht bewirtschaftete Feucht- und Nasswiesen und 6. Feucht- und Nasswälder inkl. Weichholz- und Hartholzauen

* für die Laufkäfer wurden hierunter die Präferenzeinstufungen nach Bräunicke, Trautner (2009) für die Lebensraumtypen 4: vegetationsreiche Ufer, Sümpfe, Moore, Feucht- und Sumpfeiden und 5: Feucht- und Nasswälder bezogen auf das NW-Tiefland zusammengefasst

** Einstufung umfasst hier die Angaben von KREUELS, PLATEN (1999) für folgende ökologische Typen: hygrobionte,-phile Arten unbewaldeter Standorte, Arten der Feucht- und Nasswälder, Arten nasser bewaldeter/unbewaldeter Habitate

*** Einstufung umfasst hier die Angaben von KREUELS, PLATEN (1999) für folgende ökologische Typen: xerobionte,-phile Arten unbewaldeter Trockenhabitate, Arten trockener Laub- und Nadelwälder, Arten trockener Laub-, Nadelwälder oder Freiflächen

8.3 Ergebnisse Laufkäfer

Insgesamt wurden 2.070 Laufkäfer aus 57 Arten (60 Taxa) gefangen (Anhang 8.1). Im jungen renaturierten Abschnitt dominiert *Nebria brevicollis* deutlich und stellt 67 % der Individuen. Im Gegensatz dazu sind die Individuen im älteren renaturierten sowie degradierten Abschnitt gleichmäßiger verteilt. *Bembidion biguttatum* (19 %), *Agonum emarginatum* (17 %) und *Carabus granulatus* (14 %) überwiegen in der älteren Renaturierung. *Pterostichus strenuus* (20 %) und *Bembidion tetracolum* (16 %) stellen die meisten Individuen im degradierten Niersabschnitt.

Lediglich zwei Laufkäferarten sind in der Roten Liste der gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer in Nordrhein-Westfalen (SCHÜLE, TERLUTTER 1999, HANNIG, KAISER 2011) als gefährdet bzw. stark gefährdet aufgeführt: *Acupalpus exiguus* (RL NRW 2) und *Agonum viridicupreum* (RL NRW 3). Drei weitere Arten, *Carabus cancellatus*, *Chlaenius nigricornis* und *Oodes helopioides*, sind in der Vorwarnliste eingestuft. Die höchsten Individuenzahlen und Artenzahlen konnten im jungen renaturierten Abschnitt festgestellt werden. Die Artenzahl im älteren renaturierten Abschnitt ist nahezu gleich hoch, die Individuenzahl um etwa ein Drittel niedriger (Tab. 8.3).

Von den insgesamt 60 Taxa wurden 15 in allen drei untersuchten Abschnitten gefunden. 14 Arten kommen nur im älteren renaturierten Abschnitt vor, zwölf Arten konnten nur im jüngeren renaturierten Abschnitt gefangen werden und vier Arten waren auf den degradierten Abschnitt beschränkt. Die in Tab. 8.3 dargestellten Werte sind für die jeweiligen Abschnitte aufsummiert bzw. berechnet, während die nachfolgenden Auswertungen ab Kap. 8.4.2 auf den Einzeltaxalisten der Fallenstandorte beruhen.

Tab. 8.3: Ausprägung ausgewählter Metrics der Laufkäferbiozönosen in den Abschnitten auf Grundlage von Gesamtartenlisten

(■ = höchster Wert, □ = niedrigster Wert)

Parameter	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Taxazahl	38	39	29
Taxazahl / Falle – mittel	1,2	1,2	1,6
Taxazahl / Falle – max.	14	10	11
Taxazahl / Falle – min.	3	2	1
Individuenzahl	750	1148	172
Individuenzahl/Falle	24	35	10
Shannon-Wiener Index	2,64	1,55	2,74
Eveness	0,73	0,43	0,83
Anzahl stenotoper Arten	3	1	2
Anzahl ripicoler Arten	14	13	7

Parameter	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Anzahl Waldarten (gesamt)	11	15	15
Anzahl Arten Feucht-, Nasswälder	10	9	8
Anzahl Freiflächenarten (gesamt)	14	17	14
Anzahl hygrobionte,- phile Arten	27	21	15
Anzahl xerobionte,- phile Arten	1	2	2

Der Abschnittsvergleich macht deutlich, dass die Artenzahlen in den Renaturierungen höher sind als im degradierten Abschnitt. Dafür kann teilweise die höhere Anzahl von Fallen in den renaturierten Abschnitten verantwortlich sein. Vor allem erscheint jedoch die wesentlich diversere Habitatausstattung der Ufer und Auenbereiche ausschlaggebend, für deren faunistische Untersuchung aufgrund der größeren Vielfalt mehr Fallenstandorte nötig waren. Die Anzahl der pro Falle gefangenen Arten geht zurück, d.h. mit zunehmender Anzahl der Fallen nähert man sich der Gesamtzahl der in der Fläche vorhandenen Arten nicht linear an. Die Individuenzahlen insgesamt sowie pro Falle sind in der jungen Renaturierung am höchsten vor der älteren Renaturierung und dem degradierten Abschnitt. Die Diversität in Form des Shannon-Wiener-Index und der Evenness sind im degradierten und älteren renaturierten Abschnitt ähnlich hoch und liegen deutlich über den Werten in der jungen Renaturierung. Unerwartet tritt eine geringere Anzahl von Waldarten in dem älteren renaturierten Abschnitt auf, obwohl sich hier bereits großflächig ein junger Waldbestand entwickelt hat. Die junge Renaturierung weist erwartungsgemäß den höchsten Anteil von Freiflächenarten auf.

Erste Hinweise auf die ökologische Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen für die Laufkäfer zeigen sich im Anstieg der Anzahl ripicoler Arten sowie der hygrobionten und hygrophilen Arten.

8.3.1 Ähnlichkeiten

Die Analyse der Dominanzidentität zeigt den höchsten Wert im Vergleich des älteren renaturierten Abschnitts mit dem degradierten Abschnitt. Die junge Renaturierung im frühen Sukzessionsstadium dagegen zeigt nur sehr geringe Übereinstimmungen mit den beiden übrigen Abschnitten. Bedingt durch die stark veränderten abiotischen Bedingungen in Form von großen Flächenanteilen mit Offenboden und fehlender Vegetation sowie Beschattung dominieren hier andere Arten die Biozönose.

Tab. 8.4: Übersicht der Renkonen-Indices der Laufkäfer für die Abschnittskombinationen

(...= >20 %, ...= >40 %)

	PN06 renaturiert. „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
PN06 renaturiert „alt“	-		
PS07 renaturiert „jung“	12,73	-	
PS06 degradiert	41,54	25,58	-

Die Ähnlichkeitsanalysen spiegeln wider, dass in einem Zeitraum von zehn Monaten nach der Maßnahmenumsetzung die dominierenden Arten der Biozönose noch völlig andere sind als in den angrenzenden Abschnitten. Zudem zeigt sich, dass eine deutliche Annäherung in der Besiedlung zwischen degradierten und renaturierten Abschnitten nach einem Zeitraum von sechs Jahren stattfindet. Der ältere renaturierte Abschnitt ist dem degradierten in der Besiedlung ähnlicher als dem jungen renaturierten Abschnitt.

8.3.2 Vergleich der degradierten und renaturierten Abschnitte anhand von Metrics

Es wird erwartet, dass in den renaturierten Abschnitten anspruchsvollere, an feuchtegeprägte Ufer- und Auenlebensräume angepasste Arten auftreten bzw. in ihrer Häufigkeit zunehmen, da hier die Habitatvielfalt an den Ufern sowie in der Aue größer ist und die Überflutungsdynamik verbessert wurde. Hier sind vor allem ripicole Arten, stenotope Arten sowie paludicole Arten zu nennen. Eher eurytope Arten sollten zugunsten stenotoper Arten abnehmen. Die Störungen in der Hydromorphologie, die diese Taxa in ihrem Vorkommen fördern, wurden durch die Maßnahmen verringert. So sind die verbauten, festgelegten und steilen Ufer flachen, strukturreichen Ufern mit Uferbankbildungen und Offenbodenbereichen gewichen.

Vergleich der Metricwerte

Die Darstellung anhand von Box-Whisker-Plots zeigt, dass zahlreiche Metrics Reaktionen aufweisen in Form unterschiedlicher Werteverteilungen in den untersuchten Abschnitten. Neben Metrics, die in der älteren Renaturierung die höchsten Werte zeigen, weisen andere Metrics in der jungen Renaturierung oder im degradierten Abschnitt hohe Werteausprägungen auf (Anhang 8.4). Anhand dieser Darstellungen lassen sich bereits sehr deutliche Reaktionen der Laufkäfer auf die Renaturierungen ablesen.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

Insgesamt wurden 34 Metrics für die weiteren statistischen Auswertungen zwischen den Abschnitten herangezogen, die Vergleiche hinsichtlich der Diversität, der bevorzugten Pflanzenformationen, der Habitatbindung, der Ökologischen Typen, der Flügelausprägung und der

Fortpflanzungstypen ermöglichen. Die Ergebnisse der ANOVA zeigen, dass bei 33 von den 34 ausgewählten Metrics statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen zwischen den drei untersuchten Abschnitten auftreten. Die nachfolgende Tab. 8.5 zeigt die arithmetischen Mittelwerte für die einzelnen Metrics in den Abschnitten. Die Sortierung nach der Höhe der Werte und nach Abschnitten sowie die Markierung der höchsten und niedrigsten Werte geben einen ersten Überblick über die Richtung der Metricreaktionen.

Tab. 8.5: Metrics der Laufkäfer mit signifikanten Unterschieden zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; ■ = höchster Wert, ■ = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Diversitäts-Metrics				
Eveness	3,90E-08	0,88	0,64	0,90
Individuenzahl	0,004	25,16	34,79	9,56
Artenzahl	2,40E-06	8,5	5,58	4,89
Shannon-Wiener Index	1,74E-07	1,80	1,08	1,35
Anteil Rote Liste Arten	7,99E-05	10,17	1,11	5,43
Anzahl Rote Liste Arten	2,82E-06	0,84	0,09	0,28
Metrics Habitatbindung				
Anteil eurytoper Arten	3,92E-06	66,99	86,70	79,80
Anzahl eurytoper Arten	0,014	5,55	4,85	3,72
Anteil stenotope Arten	7,82E-05	8,74	0,68	3,82
Anzahl stenotope Arten	2,07E-05	0,71	0,06	0,28
Metrics Pflanzenformation				
Anzahl Arten der Äcker und Ruderalfluren	2,11E-06	0,10	0,79	1,5
Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren	1,21E-07	1,30	12,60	36,47
Anteil Arten Feucht-, Nasswälder	3,79E-09	45,62	16,23	24,10
Anzahl Arten Feucht-, Nasswälder	2,39E-13	3,61	1,0	1,22
Anteil Arten der feucht-nassen Biotope	2,21E-17	67,12	18,36	19,89
Anzahl Arten der vegetationsarmen Ufer	2,43E-15	3,32	0,67	0,72
Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer	9,30E-13	39,92	10,33	14,81
Anzahl Arten der feucht-nassen Biotope	9,96E-18	5,48	1,18	1,17
Metrics Ökologischer Typ				
Anteil Freiflächenarten	9,62E-08	30,34	53,58	62,47*
Anteil Waldarten	0,005	54,14	44,49	60,07*
Anzahl xerophile Arten	0,008	0,03	0,33	0,22

8 – Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert

Metric-Gruppe / Metrics	p-Wert	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Anteil xerophiler Arten	0,013	0,54	5,02	2,97
Anzahl hygrobionte, -phile Arten	2,80E-11	6,74	2,97	2,28
Anzahl Waldarten	6,48E-06	4,26	2,36	3,0
Anteil hygrobionte, -phile Arten	2,92E-09	80,74	50,75	42,79
Metrics Flügelausprägung				
Anteil brachyptere Arten	0,003	1,99	2,25	10,11
Anzahl brachyptere Arten	0,025	0,19	0,12	0,44
Anzahl makroptere Arten	0,0001	3,35	3,67	1,61
Anteil makroptere Arten	4,69E-12	40,61	67,95	29,25
Metrics Fortpflanzungstyp				
Anzahl Herbstbrüter	6,64E-11	0,06	1,18	0,83
Anteil Herbstbrüter	6,12E-13	0,89	25,10	14,94
Anzahl Frühjahrsbrüter	8,42E-08	6,03	3,33	3,06
Anteil Frühjahrsbrüter	0,0003	73,25	56,24	66,32

* Werte von Wald- und Freiflächenarten in Summe über 100 % aufgrund von Einstufungen einzelner Arten in beide Kategorien

Die Daten auf Basis der Taxalisten der einzelnen Fallenstandorte verdeutlichen durch die Reaktion mehrerer Metrics die Entwicklung der renaturierten Abschnitte in Richtung strukturreicher Gewässerabschnitte mit enger Vernetzung der Lebensräume im Gewässer, an den Ufern und in der Aue. Die verbesserten, vielfältigeren Habitatbedingungen werden durch den Anstieg der Mittelwerte der Arten- und Individuenzahlen, des Shannon-Wiener-Index, der stenotopen Arten, der Rote-Liste Arten sowie der ripicolen Arten angezeigt. Hinweise auf eine verbesserte Überflutungsdynamik und Überflutungshäufigkeit sind am Anstieg der Werte für die hygrobionten/hygrophilen Arten, die Arten feucht-nasser Biotope sowie der Frühjahrsbrüter abzulesen. Ein Anzeiger für die Offenbodenbedingungen im jungen Renaturierungsstadium ist die Anzahl und der Anteil der xerophilen Arten, während die Arten der Äcker und Ruderalfluren einen degradierten Zustand der Gewässerufer und Auen widerspiegeln.

U-Test nach Mann-Whitney

Die durch die ANOVA ermittelten 33 Metrics mit signifikanten Unterschieden zwischen den betrachteten renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt wurden im nächsten Arbeitsschritt hinsichtlich ihrer Ausprägung (auf Grundlage der Artenzahlen) jeweils zwischen den einzelnen Abschnitten mittels U-Test nach Mann-Whitney verglichen. Mit diesen Vergleichen sollen Metrics ermittelt werden, deren Ausprägungen sich ein bzw. sechs Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen signifikant verändert haben. Insgesamt wurden dazu jeweils drei Vergleiche durchgeführt, um die Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und „jung“ sowie Sukzession zu untersuchen (vgl. Kap. 4.2). Die unten stehende Ergebnisübersicht (Tab. 8.6)

stellt die signifikanten Reaktionen und das Signifikanzniveau dar und verdeutlicht, in welchem Abschnitt jeweils die signifikant höheren Werte in den Einzeltaxalisten festgestellt wurden.

Tab. 8.6: Metrics der Laufkäfer mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;

■ = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt, ■ = Metric höher in degradiertem Abschnitt, ■ = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt)

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Diversitäts-Metrics			
Individuenzahl	***	***	
Artenzahl	***		***
Eveness		***	***
Shannon-Wiener Index	**		***
Anzahl Rote Liste Arten	*		***
Anteil Rote Liste Arten			***
Metrics Habitatbindung			
Anzahl eurytope Arten	**		
Anteil stenotope Arten	*		***
Anzahl stenotoper Arten	*		***
Anteil eurytope Arten	**		***
Metrics Pflanzeninformation			
Anteil Arten der feucht-nassen Biotope	***		***
Anzahl Arten der feucht-nassen Biotope	***		***
Anzahl Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)	***		***
Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)	***		***
Anzahl Arten der Äcker u. Ruderalfluren	***		**
Anteil Arten der Äcker u. Ruderalfluren	***	*	***
Metrics Ökologischer Typ			
Anteil Arten Feucht-, Nasswälder	**		***
Anzahl Arten Feucht-, Nasswälder	***		***
Anzahl Waldarten	**		***
Anzahl hygrophiler, -bionter Arten	***		***
Anteil hygrophiler, -bionter Arten	***		***
Anteil Freiflächenarten	***		***
Anzahl xerophiler Arten	*○		*
Anteil xerophiler Arten	*○		*
Anteil Waldarten		*	*

8 – Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Metrics Flügelausprägung			
Anzahl makroptere Arten	***	***	
Anteil brachyptere Arten	*0	*	
Anzahl brachyptere Arten		*0	
Anteil makroptere Arten	*	***	***
Metrics Fortpflanzungstyp			
Anteil Frühjahrsbrüter			***
Anzahl Frühjahrsbrüter	***		***
Anzahl Herbstbrüter	**	*	***
Anteil Herbstbrüter	**	*	***
Anzahl Metricreaktionen:	28	10	28

Renaturierung „alt“

Mit 28 von 33 signifikanten Metrics reagiert der größte Teil der Metrics bei Betrachtung des Einflussfaktors Renaturierung „alt“. Die Richtung der Metricreaktionen entspricht zudem überwiegend der erwarteten Reaktion (s. Kap. 8.2.2). Lediglich die Anzahl der eurytopen Arten reagiert gegenläufig und nimmt durch die Renaturierung zu. Der Rückgang des Anteils eurytoper Arten an der Gesamtartenzahl entspricht wiederum der erwarteten Reaktion.

Die Metricreaktionen verdeutlichen die bereits sechs Jahre nach der Maßnahmenumsetzung bereits eingetretenen Veränderungen der Laufkäferbiozönosen und zeigen eine deutliche ökologische Wirksamkeit an. Diese zeigt sich in allen untersuchten Metricgruppen. Die diversen Habitatbedingungen mit ufer- und auentypischen Habitaten im renaturierten Abschnitt, die Zunahme von feuchteabhängigen Biotopen und die verbesserte Überflutungshäufigkeit in der Ersatzau führen zu diesen positiven Veränderungen der Biozönose.

Renaturierung „jung“

Dieser Einflussfaktor bewirkt lediglich in zehn der insgesamt 33 Metrics signifikante Unterschiede. Drei dieser Metrics entwickeln sich entgegen der erwarteten Reaktion (Eveness, Anzahl und Anteil der Herbstbrüter). Die Metrics der Flügelausprägung zeigen wie erwartet eine Zunahme der makropteren Arten bei gleichzeitiger Abnahme der brachypteren Arten. Von den Diversität-Metrics konnte nur für die Individuenzahl eine signifikant positive Entwicklung durch Wertzunahme ermittelt werden. Die Metrics der Habitatbindung weisen noch keine Reaktionen auf. Der Anteil der Arten der Äcker und Ruderalfluren geht entsprechend der erwarteten Reaktion zurück und reagiert als einziger Metric aus der Metric-Gruppe der Pflanzenformation. Die junge Renaturierung zeigt ökologische Wirkungen, erreicht aufgrund ihres geringen Alters jedoch noch nicht den Grad der ökologischen Wirksamkeit der älteren Renaturierung.

Sukzession

Bei dem Einflussfaktor Sukzession reagieren 28 der 33 untersuchten Metrics bei überwiegend sehr hohen Signifikanz-Niveaus (Tab. 8.6). Die Richtung der Metricreaktionen entspricht zudem in nahezu allen Fällen der erwarteten Reaktion (s. Kap. 8.2.2). Eine Ausnahme stellt der Rückgang des Anteils makropterer Arten im älteren renaturierten Abschnitt dar, der jedoch mit der zunehmenden Vegetationsbedeckung und dem aufkommenden Waldbestand zu erklären und daher nicht negativ einzuordnen ist.

Die Metricreaktionen verdeutlichen die Unterschiede in der zeitlichen Entwicklung der renaturierten Abschnitte und zeigen eine größere ökologische Wirksamkeit im älteren renaturierten Abschnitt an. Diese spiegelt sich in allen untersuchten Metricgruppen wider. Die spezifischen Habitatbedingungen der ufer- und auentypischen Habitate mit ihren feuchtegeprägten Pflanzenformationen, feuchteabhängigen Biotopen, hohem Deckungsgrad der Vegetation und zunehmender Beschattung durch Gehölze konnten sich im jungen renaturierten Abschnitt noch nicht einstellen. Die morphologischen Bedingungen dafür sind gegeben und vergleichbar mit denen im älteren renaturierten Abschnitt. Es ist mittelfristig mit einer Annäherung der Besiedlung an diesen Abschnitt zu rechnen. Die Richtungen der Metricreaktionen bezogen auf die betrachteten Einflussfaktoren sind in Tab. 8.7 dargestellt.

Tab. 8.7: Entwicklung der Metricausprägungen der Laufkäfer bezogen auf die Einflussfaktoren

(+ Wertzunahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession,
 - Wertabnahme durch Renaturierung / im Laufe der Sukzession;
 □ - nicht erwartete Reaktion, ■ neutrale Reaktion)

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Diversitäts-Metrics			
Individuenzahl	+	+	
Artenzahl	+		+
Eveness		-	+
Shannon-Wiener Index	+		+
Anzahl Rote Liste Arten	+		+
Anteil Rote Liste Arten			+
Metrics Habitatbindung			
Anzahl eurytope Arten	+		
Anteil stenotope Arten	+		+
Anzahl stenotoper Arten	+		+
Anteil eurytope Arten	-		-
Metrics Pflanzenformation			
Anteil Arten der feucht-nassen Biotope	+		+

8 – Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Anzahl Arten der feucht-nassen Biotope	+		+
Anzahl Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)	+		+
Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)	+		+
Anzahl Arten der Äcker u. Ruderalfluren	-		-
Anteil Arten der Äcker u. Ruderalfluren	-	-	-
Metrics Ökologischer Typ			
Anteil Arten Feucht-, Nasswälder	+		+
Anzahl Arten Feucht-, Nasswälder	+		+
Anzahl Waldarten	+		+
Anzahl hygrophiler, -bionter Arten	+		+
Anteil hygrophiler, -bionter Arten	+		+
Anteil Freiflächenarten	-		-
Anzahl xerophiler Arten	-		-
Anteil xerophiler Arten	-		-
Anteil Waldarten		-	+
Metrics Flügelausprägung			
Anzahl makroptere Arten	+	+	
Anteil brachyptere Arten	-	-	
Anzahl brachyptere Arten		-	
Anteil makroptere Arten	+	+	-
Metrics Fortpflanzungstyp			
Anteil Frühjahrsbrüter			+
Anzahl Frühjahrsbrüter	+		+
Anzahl Herbstbrüter	-	+	-
Anteil Herbstbrüter	-	+	-

Ökologische Wirksamkeit

Zur Beurteilung der Richtung der Metricreaktionen wurde die tatsächlich gemessene Reaktion mit der in Kap. 8.2.2 dargestellten erwarteten Reaktion verglichen. Dabei wird deutlich, dass in erster Linie für die betrachteten Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und Sukzession überwiegend positive Reaktionen der Metrics auftreten, die somit eine deutlich positive ökologische Wirksamkeit anzeigen (Tab. 8.8). Ausschlaggebend ist jeweils die vorhandene Ausprägung der Metrics im älteren renaturierten Abschnitt. Dieser weist sechs Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen zur Renaturierung bereits zahlreiche in Art und Umfang für naturnahe Gewässer des Tieflandes typische Habitatbedingungen auf, die die Laufkäferbiozönose

positiv beeinflusst haben. Es reagieren bei den Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und Sukzession jeweils 27 Metrics positiv bei nur einer negativen bzw. einer neutralen Metricreaktion. Weniger deutlich ist die ökologische Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen im jungen renaturierten Abschnitt und dem Einflussfaktor Renaturierung „jung“. Positiv reagieren nur je ein Metric aus der Gruppe der Diversitäts-Metrics und der Pflanzenformation sowie die vier untersuchten Metrics der Flügelausprägung. Der deutliche Rückgang der Evenness deutet auf das frühe Sukzessionsstadium hin und ist auf die Dominanz von *Nebria brevicollis* zurückzuführen. Vor allem die fehlende Reaktion der Metrics der Pflanzenformation und des ökologischen Typs zeigen die noch fehlende Differenzierung der Habitate durch Vegetation an. Hinzu kommt, dass zum Zeitpunkt der Untersuchung erst ein Winterhalbjahr mit hohen Wasserständen aufgetreten ist und die tief liegenden Strukturen noch nicht lange der dynamischen Entwicklung unterliegen. Daher liegen die Anzahl und der Anteil der Herbstbrüter, deren Larven empfindlich auf Überflutungen reagieren, hier noch signifikant über den Werten im degradierten Abschnitt.

Tab. 8.8: Übersicht über die Anzahl der in den Einflussfaktoren reagierenden Metrics bei den Laufkäfern und die Bewertung der Reaktion

Metric	Reaktion:	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
		positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
Metrics Diversität		3	0	1	1	3	0
Metrics Habitatbindung		3	1	0	0	3	0
Metrics Pflanzenformation		8	0	1	0	8	0
Metrics Ökologischer Typ		6	0	0	0	7	0
Metrics Flügelausprägung		3	0	4	0	0	1
Metrics Fortpflanzungstyp		3	0	0	2	4	0
Summe Metricreaktionen		26	1	6	3	25	1
ohne „neutrale“ Reaktionen		n.r.	n.r.	6	2	24	1

n.r. – nicht relevant

* Anzahl / Anteil von Freiflächenarten und Waldarten nicht bewertet, da durch baulichen Eingriff bzw. natürliche Gehölzsukzession beeinflusst und mit geringem Indikationspotenzial für die Maßnahmen

Ableitung von Indikator-Metrics

Zur Ermittlung von Metrics, die geeignet sind, die Wirkungen von Maßnahmen zur Renaturierung auf die Habitate der Laufkäfer anzuzeigen und somit im Rahmen von Erfolgskontrollen genutzt werden können, sind die in Kap. 6.2.2 genannten Arbeitsschritte durchgeführt worden. Daraus ergibt sich nachfolgende Aufstellung.

Tab. 8.9: Kandidatenmetrics der Laufkäfer als Indikatoren für die Einflussfaktoren

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität	Individuenzahl	Individuenzahl	Artenzahl
	Artenzahl	Anzahl makroptere Arten	Shannon-Wiener-Index
	Shannon-Wiener-Index		Anzahl / Anteil stenotope Arten
	Anteil eurytope Arten		Anteil eurytope Arten
	Anzahl / Anteil Arten der Feucht-, Nasswälder		Anzahl / Anteil Arten der Feucht-, Nasswälder
	Anzahl / Anteil Arten feucht-nasser Biotope		Anzahl / Anteil Arten feucht-nasser Biotope
	Anzahl / Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)		Anzahl / Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)
	Anzahl Arten der Äcker und Ruderalfluren		Anzahl / Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren
	Anzahl / Anteil hygrobionter, -philer Arten		Anzahl / Anteil Frühjahrsbrüter
	Anzahl makroptere Arten		Anzahl / Anteil Rote Liste Arten
	Anzahl Frühjahrsbrüter		Anzahl / Anteil hygrobionter, -philer Arten
Anzahl:	15	2	19
2. Priorität	Anzahl / Anteil stenotope Arten	Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren	Anzahl / Anteil xerophile Arten
	Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren	Anzahl / Anteil brachyptere Arten	Anzahl / Anteil Herbstbrüter
	Anzahl Rote Liste Arten	Anteil makroptere Arten	
	Anzahl / Anteil xerophile Arten		
	Anteil brachyptere Arten		
	Anteil makroptere Arten		
	Anzahl / Anteil Herbstbrüter		
Anzahl:	10	4	4

Die in Tab. 8.9 aufgeführten Metrics sind potenziell geeignet, Veränderungen der Laufkäferlebensgemeinschaften infolge von Maßnahmen zur Renaturierung von Gewässern feststellen zu können. Dabei sind die Metrics der 1. Priorität aufgrund der hier ermittelten höheren Signifikanz-Niveaus zu bevorzugen. Die mögliche Eignung dieser Metrics als potenzielle Indikatoren für Renaturierungsmaßnahmen und deren Wirkungen wäre an weiteren Renaturierungen, v.a. im Tiefland, bzw. anhand größerer Datensätze zu überprüfen. Diese Metrics könnten bei erneuten Untersuchungen in den hier untersuchten Abschnitten (s. Kap. 10) die weitere Entwicklung der Abschnitte aufzeigen.

8.4 Ergebnisse Spinnen

Insgesamt wurden 2.915 Spinnen aus 61 Arten gefangen (Anhang 8.2). Die häufigste Art *Pardosa amentata* stellt 55 % der Individuen. Lediglich eine Art ist in der Roten Liste Nordrhein-Westfalens als gefährdet aufgeführt: *Antistea elegans* (RL NRW 3; KREUELS, PLATEN 1999, BUCHHOLZ et al. 2010), die nur im älteren renaturierten Abschnitt vorkommt. Die höchsten Individuenzahlen konnten im älteren renaturierten Abschnitt festgestellt werden, die höchsten Artenzahlen dagegen im jungen renaturierten Abschnitt (Tab. 8.10). Nur acht Arten kommen in allen drei untersuchten Abschnitten vor.

Zwölf Arten kommen nur im älteren renaturierten Abschnitt vor, 19 Arten konnten nur im jüngeren renaturierten Abschnitt gefunden werden und 7 Arten waren auf den degradierten Abschnitt beschränkt. Die in Tab. 8.10 dargestellten Werte sind für die jeweiligen Abschnitte aufsummiert bzw. berechnet, während die nachfolgenden Auswertungen ab Kap. 8.4.2 auf den Einzeltaxalisten der Fallenstandorte beruhen.

Tab. 8.10: Ausprägung ausgewählter Metrics der Spinnenbiozönosen in den Abschnitten auf Grundlage von Gesamtartenlisten

(☐ = höchster Wert, ☐ = niedrigster Wert)

Abschnitte	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Parameter			
Taxazahl	36	39	22
Taxazahl / Falle – mittel	5,1	8,9	4,1
Taxazahl / Falle – max.	9	15	9
Taxazahl / Falle – min.	1	4	1
Individuenzahl	1.449	1.092	374
Individuenzahl/Falle	45	33	21
Shannon-Wiener Index	1,07	2,35	1,39
Eveness	0,30	0,65	0,46
Anzahl stenotoper Arten	6	4	0
Anzahl ripicoler Arten	2*	2*	0
Anzahl Waldarten (gesamt)	7	3	5
Anzahl Arten Feucht-, Nasswälder	2	2	0
Anzahl Freiflächenarten (gesamt)	20	28	13
Anzahl hygrobionte,- phile Arten	8	3	1
Anzahl xerobionte,- phile Arten	0	4	1

Der Abschnittsvergleich macht deutlich, dass die Artenzahlen durch die Renaturierungen deutlich zugenommen haben. Dafür kann teilweise die höhere Anzahl von Fallen in den renaturierten Abschnitten verantwortlich sein, vor allem jedoch die wesentlich diversere Habitatausstattung der Ufer und Auenbereiche. Die Anzahl der pro Falle gefangenen Arten steigt ebenfalls an, vor allem im jungen renaturierten Abschnitt und geht im Laufe der Sukzession offenbar

wieder zurück. Die Individuenzahlen dagegen nehmen vom degradierten zum jungen renaturierten Abschnitt deutlich zu und steigen zur älteren Renaturierung weiter an. Auffällig ist ein deutlicher Anstieg der Diversität in Form des Shannon-Wiener Index vom degradierten zum jungen renaturierten Abschnitt sowie ein Rückgang zum älteren renaturierten Abschnitt. Ähnlich verhalten sich die Werte der Eveness. Hintergrund ist die starke Dominanz der Art *Pardosa amentata*, die 78 % der Individuen in der älteren Renaturierung stellt. Im degradierten Abschnitt gehören 67 % der Individuen dieser Art an, im jungen renaturierten Abschnitt dominiert sie zusammen mit *Pardosa prativaga*. Beide Arten stellen hier zusammen 51 % der Individuen. Erste Hinweise auf ökologische Verbesserungen durch die durchgeführten Maßnahmen zur Niersrenaturierung zeigen sich in dem Auftreten von stenotopen Arten, ripicolen Arten sowie Arten der Feucht- und Nasswälder in den renaturierten Abschnitten. Auch die Anzahl hygrophiler Freiflächenarten nimmt in den renaturierten Strecken zu, vor allem in der älteren Renaturierung. Bedingt durch die noch bestehende Freistellung und Exponierung des Geländes im jungen renaturierten Abschnitt treten hier kurzzeitig einige xerophile Freiflächenarten auf.

8.4.1 Ähnlichkeiten

Bezogen auf die Dominanzidentität ist die größte Ähnlichkeit zwischen dem degradierten und älteren renaturierten Abschnitt festzustellen (Tab. 8.11). Mit 78 % stimmen die dominierenden Arten zum großen Teil überein. Wesentlich geringer ist die Ähnlichkeit nach Renkonen zwischen dem jungen renaturierten Abschnitt und diesen beiden Abschnitten. Lediglich ein Drittel der dominierenden Arten stimmt jeweils überein. Das frühe Sukzessionsstadium im jungen renaturierten Abschnitt bietet zum Zeitpunkt der Untersuchung (2007) u.a. durch die geringe Vegetationsbedeckung stark abweichende Besiedlungsbedingungen im Vergleich zum degradierten und älteren renaturierten Abschnitt.

Tab. 8.11: Übersicht der Renkonen-Indices für die Abschnittskombinationen

(...= >30%, ■= >70%)

TAXON_NAME	PN06 renaturiert. „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
PN06 renaturiert „alt“	-		
PS07 renaturiert „jung“	36,07	-	
PS06 degradiert	78,40	34,93	-

Die Ähnlichkeitsanalysen spiegeln wider, dass in einem Zeitraum von zehn Monaten nach der Maßnahmenumsetzung die dominierenden Arten der Biozönose noch andere sind als in den angrenzenden Abschnitten. Es zeigt sich auch, dass nach einem Zeitraum von sechs Jahren eine deutliche Annäherung in der Besiedlung der dominanten Arten zwischen degradierten und renaturierten Abschnitten stattfindet.

8.4.2 Vergleich der degradierten und renaturierten Abschnitte anhand von Metrics

Für die Gruppe der Spinnen werden die schon im Kap. 8.3.2 für die Laufkäfer beschriebenen Reaktionen erwartet.

Vergleich der Metricwerte

Die Darstellung anhand von Box-Whisker-Plots zeigt auch bei den Spinnen, dass zahlreiche Metrics Reaktionen aufweisen in Form unterschiedlicher Werteverteilungen in den untersuchten Abschnitten. Neben Metrics, die in der älteren Renaturierung die höchsten Werte zeigen, weisen andere Metrics in der jungen Renaturierung oder im degradierten Abschnitt hohe Werteausprägungen auf (Anhang 8.5). Anhand dieser Darstellungen lassen sich bereits deutliche Reaktionen der Spinnen auf die Renaturierungen ablesen.

Einfaktorielle Varianzanalysen (ANOVA)

Insgesamt wurden 26 Metrics für die weiteren statistischen Auswertungen zwischen den Abschnitten herangezogen, die Vergleiche hinsichtlich der Diversität, der bevorzugten Pflanzenformationen, der Habitatbindung sowie der Ökologischen Typen ermöglichen. Dabei wurden die jeweiligen Ausprägungen aller Fallenstandorte gegenübergestellt und hinsichtlich der auftretenden Varianzen innerhalb und zwischen den Abschnitten untersucht. Die Ergebnisse der ANOVA zeigen, dass bei 17 von den 26 ausgewählten Metrics statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) in den Varianzen zwischen den drei untersuchten Abschnitten auftreten. Diversitäts-Metrics wie Shannon-Wiener Index, Evenness und Artenzahl, aber auch einige Metrics der Ökologischen Typen, Pflanzenformationen und Habitatbindung zeigen höchst signifikante Unterschiede im Vergleich der drei Abschnitte. Darunter sind u.a. die Anzahl hygrophiler Arten, Anzahl und Anteil von Arten feucht-nasser Biotope und Arten der vegetationsarmen Ufer, die die Entwicklung der Biozönose in Richtung feuchtegeprägter Ufer und Auenlebensräume anzeigen. Die Metrics Anzahl und Anteil von Rote Liste Arten, Anteil stenotoper Arten, Anzahl und Anteil der Waldarten sowie Anzahl von Arten der Feucht- und Nasswälder reagieren im Gegensatz zu den Laufkäfern (noch) nicht, da die hierfür relevanten Arten bislang lediglich vereinzelt auftreten.

Die jeweiligen arithmetischen Mittel aus den ANOVA-Berechnungen für die Metricausprägungen der Abschnitte sind in Tab. 8.12 aufgeführt, sortiert nach Metricgruppen sowie jeweils nach den höchsten Werten zwischen den Abschnitten.

Tab. 8.12: Metrics der Spinnen mit signifikanten Unterschieden zwischen den untersuchten Abschnitten nach ANOVA

(arithmetische Mittelwerte der Einzelproben; ■ = höchster Wert, ■ = niedrigster Wert)

Metric-Gruppe/Metrics	p-Wert	PN06 renaturiert „alt“	PS07 renaturiert „jung“	PS06 degradiert
Diversitäts-Metrics				
Shannon-Wiener Index	2,17E-17	0,9	0,8	1,8
Eveness	4,64E-07	0,6	0,7	0,8
Artenzahl	3,05E-10	5,1	8,8	4,1
Individuenzahl	0,01	45,1	32,9	20,8
Metrics Habitatbindung				
Anteil eurytoper Arten	0,001	62,3	78,3	75,9
Anzahl eurytoper Arten	1,87E-13	3,2	6,9	2,9
Anzahl stenotope Arten	0,045	0,2	0,3	0
Metrics Pflanzeninformation				
Anzahl Arten der feucht-nassen Biotope	2,8E-05	4,3	4,7	2,4
Anzahl Arten der Äcker und Ruderalfluren	1,02E-15	0,3	2,5	0,6
Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren	4,37E-12	4,7	27,9	13,1
Anteil Arten der feucht-nassen Biotope	1,02E-09	87,2	54,1	67,9
Anzahl Arten der vegetationsarmen Ufer	0,04	0,1	0	0
Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer	0,04	1,8	0	0
Metrics Ökologischer Typ				
Anzahl Freiflächenarten (ges.)	1,38E-15	3,2	7,5	2,6
Anteil Freiflächenarten (ges.)	2,5E-07	60,3	85,0	66,5
Anzahl hygrobionte, -phile Arten	7,0E-06	2,69	1,7	0,78
Anteil hygrobionte, -phile Arten	0,0003	59,5	18,2	19,1
Anzahl xerobionte, -phile Arten	7,9E-06	0,13	1,1	0,4
Anteil xerobionte, -phile Arten	0,006	2,78	12,4	7,2

Es wird auf den ersten Blick deutlich, dass vor allem der junge renaturierte Abschnitt bei einer großen Anzahl von Metrics die höchsten Mittelwerte aufweist. Darunter sind sowohl Metrics wie die Artenzahl als auch die Anzahlen eurytoper und stenotoper Arten sowie die Anzahlen hygrobionter, hygrophiler Arten und xerobionter, xerophiler Arten. Es zeigt sich, dass dieser Abschnitt im frühen Sukzessionsstadium Arten mit ganz unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen Lebensraum bietet. Im älteren renaturierten Abschnitt geht die Artenzahl wieder




zurück, die Individuenzahlen nehmen jedoch zu und es zeigt sich eine stärkere Ausprägung der Biozönose in Richtung feuchteliebender Arten. So steigt der Anteil der Arten in feuchtnassen Biotopen auf 87 % an und auch die Anzahl hygrobionter, -philer Arten ist deutlich höher als im degradierten Abschnitt. Im Laufe der Sukzession treten auch Arten der vegetationsarmen Ufer und Rote Liste Arten auf, während xerobionte, -phile Arten ganz verschwinden. Spezialisierte Arten mit enger Habitatbindung (stenotope Arten) treten nur in den beiden renaturierten Abschnitten auf und sind in der älteren Renaturierung nur durch ökologische Typen der hygrobionten, hygrophilen Arten vertreten. Die höheren Werte der Diversitäts-Metrics Shannon-Wiener Index und Evenness im degradierten Abschnitt deuten auf stabilere Lebensbedingungen hin und damit umgekehrt auf die noch in Sukzession befindlichen Biozönosen der renaturierten Abschnitte.

U-Test nach Mann-Whitney

Die durch die ANOVA ermittelten 17 Metrics mit signifikanten Unterschieden zwischen den betrachteten Abschnitten wurden im nächsten Arbeitsschritt hinsichtlich ihrer Ausprägung (auf Grundlage der Artenzahlen) jeweils paarweise mittels U-Test nach Mann-Whitney verglichen. Mit diesen Vergleichen sollen Metrics ermittelt werden, deren Ausprägungen sich ein bzw. sechs Jahre nach den Renaturierungsmaßnahmen signifikant verändert haben. Insgesamt wurden dazu jeweils drei Vergleiche durchgeführt, um die Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und „jung“ sowie Sukzession zu untersuchen (vgl. Kap. 4.2).

Die unten stehende Ergebnisübersicht (Tab. 8.13) stellt die signifikanten Reaktionen und das Signifikanzniveau dar und verdeutlicht, in welchem Abschnitt jeweils die signifikant höheren Metricwerte (Mediane) festgestellt wurden.

Tab. 8.13: Metrics der Spinnen mit signifikanten Unterschieden für die betrachteten Einflussfaktoren, nach Mann-Whitney-U-Test

(***höchst signifikant = $p \leq 0,001$, **sehr signifikant = $p \leq 0,01$, *signifikant = $p \leq 0,05$;
 = Metric höher in (älterem) renaturiertem Abschnitt,  = Metric höher in degradiertem Abschnitt,  = Metric höher in jüngerem renaturierten Abschnitt)

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Diversitäts-Metrics			
Individuenzahl	*	*	
Evenness	*		***
Shannon-Wiener Index		***	***
Artenzahl		***	***
Metrics Habitatbindung			
Anteil eurytope Arten	*		***
Anzahl eurytope Arten		***	***
Anzahl stenotoper Arten		*	

8 – Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert

Metric	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Metrics Pflanzenformation			
Anteil Arten der feucht-nassen Biotope	**	*	***
Anzahl Arten der feucht-nassen Biotope	***	***	
Anteil Arten der Äcker u. Ruderalfluren	*	***	***
Anzahl Arten der Äcker u. Ruderalfluren		***	***
Anzahl Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)			*
Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)			*
Metrics Ökologischer Typ			
Anzahl hygrobionte, -phile Arten	***	***	
Anteil hygrobionte, -phile Arten	***		***
Anteil Freiflächenarten		***	***
Anzahl Freiflächenarten		***	***
Anzahl xerobionte, -phile Arten			**
Anteil xerobionte, -phile Arten			***
Anzahl Metricreaktionen:	8	12	15

Renaturierung „alt“

Der Vergleich des älteren renaturierten mit dem degradierten Abschnitt zeigt positive Reaktionen bei der Individuenzahl, die einen ersten Hinweis auf verbesserte Habitatbedingungen gibt. Die Evenness ist jedoch im degradierten Abschnitt höher, da die Biozönose im renaturierten Abschnitt durch die Art *Pardosa amentata* dominiert und die Gleichverteilung somit deutlich verringert wird. Positiv ist auch der Rückgang des Anteils der eurytopen Arten und des Anteils der Arten der Äcker und Ruderalfluren zu bewerten, der auf die diverseren Habitatbedingungen mit ufer- und auentypischen Habitaten im renaturierten Abschnitt zurückzuführen ist. Die verbesserte Überflutungshäufigkeit in der Ersatzau zeigt positive Auswirkungen in Form einer Zunahme des Anteils und der Anzahl der Arten feucht-nasser Biotope (u.a. Arten der Verlandungszonen, Kleingewässer, Feucht- und Nasswiesen, Feucht- und Nasswälder) und der Anzahl hygrobionter und hygrophiler Arten.

Renaturierung „jung“

Die Diversitäts-Metrics Shannon-Wiener-Index, Arten- und Individuenzahl reagieren positiv und nehmen im jungen renaturierten Abschnitt zu. Weitere Reaktionen in Richtung auf eine spezifische Besiedlung der naturnahen Ufer- und Auenbereiche werden deutlich durch die signifikante Zunahme der Anzahl hygrobionter und hygrophiler Arten sowie der Anzahl der

Arten feucht-nasser Biotope. Neben den positiven treten auch negative Metricreaktionen infolge der Renaturierung auf. Bedingt durch die bauliche Herstellung und damit verbundene Exposition des Geländes und noch spärlicher Vegetation zum Untersuchungszeitpunkt (ca. zehn Monate nach Maßnahmenumsetzung) wird die Neubesiedlung durch zahlreiche Pionierarten mit eher eurytoper Habitatbindung bestimmt. Die eurytopen Arten nehmen somit signifikant zu. Darunter befinden sich auch zahlreiche Arten des Offenlandes (Freiflächenarten). Die Anzahlen und Anteile der Acker- und Ruderalflurarten sowie Freiflächenarten nehmen in dieser frühen Sukzessionsphase zu.

Sukzession

Der Vergleich des jungen mit dem älteren renaturierten Abschnitt im Sinne einer fortlaufenden Sukzession ein bis sechs Jahre nach der Renaturierung zeigt bei den Diversitäts-Metrics Eveness, Shannon-Wiener Index und Artenzahl einen Rückgang im Laufe der Zeit. Diese Reaktionen entsprechen nicht der erwarteten Richtung und sind damit negativ einzuordnen (vgl. Tab. 8.14). Sie deuten jedoch auch die Störung durch die bauliche Herstellung an und sind als „neutrale“ Reaktion einzuordnen. Alle übrigen zwölf signifikant reagierenden Metrics sind durch positive Entwicklungen mit zunehmendem Alter der Renaturierung gekennzeichnet. Die eurytopen Arten nehmen bei Anzahl und Anteil genauso ab wie die Arten der Äcker und Ruderalfluren, die Freiflächenarten sowie die Anzahl der xerobionten und xerophilen Arten. Das Auftreten von ripicolen Arten der vegetationslosen Ufer sowie von Arten der Wälder im älteren renaturierten Abschnitt führt zu signifikant höheren Werten und ist als positive Reaktion auf die verbesserte Struktur- und Habitatvielfalt zu bewerten. Die zunehmende Bewaldung im Laufe der Sukzession spiegelt sich somit in den Medianwerten wider. Die Anzahl der Arten der Feucht- und Nasswälder nimmt im renaturierten Abschnitt insgesamt zu, jedoch noch nicht auf der Grundlage der hier ausgewerteten Artenlisten der einzelnen Fallenstandorte. Die Richtungen der Metricreaktionen bezogen auf die betrachteten Einflussfaktoren sind in Tab. 8.14 dargestellt. Von den dargestellten Metrics sind bei sechs Metrics „neutrale Reaktionen“ festzustellen (s. auch Kap. 6.3). Sie haben nur eingeschränkte Aussagekraft für die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen.

Tab. 8.14: Entwicklung der Metricausprägungen der Spinnen bezogen auf die Einflussfaktoren

(+ Wert-Zunahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, - Wert-Abnahme durch Renaturierung/im Laufe der Sukzession, □ nicht erwartete Reaktion, ■ neutrale Reaktion)

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Diversitäts-Metrics			
Individuenzahl	+	+	

8 – Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert – degradiert

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
Eveness	-		-
Shannon-Wiener Index		+	-
Artenzahl		+	-
Metrics Habitatbindung			
Anteil eurytope Arten	-		-
Anzahl eurytope Arten		+	-
Anzahl stenotoper Arten		+	
Metrics Pflanzenformationen			
Anteil Arten der feucht-nassen Biotope	+	-	+
Anzahl Arten der feucht-nassen Biotope	+	+	
Anteil Arten der Äcker u. Ruderalfluren	-	+	-
Anzahl Arten der Äcker u. Ruderalfluren		+	-
Anzahl Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)			+
Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)			+
Metrics Ökologischer Typ			
Anzahl hygrobionte, -phile Arten	+	+	
Anteil hygrobionte, -phile Arten	+		+
Anteil Freiflächenarten (Ges.)		+	-
Anzahl Freiflächenarten (Ges.)		+	-
Anzahl xerobionte, -phile Arten			-
Anteil xerobionte, -phile Arten			-

Ökologische Wirksamkeit

Zur Beurteilung der Richtung der Metricreaktionen wurde die tatsächlich gemessene Reaktion mit der in Kap. 8.2.2 dargestellten erwarteten Reaktion verglichen. Dabei wird deutlich, dass für die betrachteten Einflussfaktoren Renaturierung „alt“ und Sukzession überwiegend positive Reaktionen der Metrics auftreten, die damit eine positive ökologische Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen anzeigen (Tab. 8.15). Vor allem der Einflussfaktor Renaturierung „alt“ zeigt mit sechs positiven und nur einer negativen Metricreaktion deutlich die positiven Wirkungen der Renaturierung an. Deutliche Unterschiede zwischen den Renaturierungen treten im Ergebnis des Einflussfaktors Sukzession auf, wo neben zehn positiven nur drei negative Metricreaktionen festzustellen sind. Beim Einflussfaktor Renaturierung „jung“ dominieren noch die positiven Metricreaktionen mit sechs gegenüber vier negativen Reaktio-

nen. Positiv haben sich hier v.a. die Diversitäts-Metrics entwickelt. Die negativen Metricreaktionen sind auf die Schaffung vegetationsfreier Offenbodenflächen und die resultierende Besiedlung durch eurytope Pionierarten zurückzuführen. Im Vergleich mit der älteren Renaturierung gehen diese negativen MetricEinstufungen wieder weitgehend zurück. Auffällig ist der leichte Rückgang der Artenzahlen und des Shannon-Wiener Index in der älteren Renaturierung. Die Zu- bzw. Abnahme der Freiflächenarten in Anzahl und Anteil in der jungen Renaturierung bzw. Sukzession wird als neutral eingestuft, da dieses auf die bauliche Maßnahmenumsetzung (kurzzeitige Störung) zurückzuführen.

Tab. 8.15: Übersicht über die Anzahl der in den Einflussfaktoren reagierenden Metrics bei den Spinnen und die Bewertung der Reaktion

Metric	Reaktion:	Renaturierung „alt“		Renaturierung „jung“		Sukzession	
		positiv	negativ	positiv	negativ	positiv	negativ
Metrics Diversität		1	1	3	0	0	3
Metrics Habitatbindung		1	0	1	1	2	0
Metrics Pflanzenformation		3	0	1	3	5	0
Metrics Ökologischer Typ *		2	0	1	0	3	0
Summe Reaktionen		7	1	6	4	10	3
Ohne „neutrale“ Reaktionen		n.r.	n.r.	4	2	8	1

n.r. – nicht relevant

* Anzahl / Anteil von Freiflächenarten nicht bewertet, da durch baulichen Eingriff/natürliche Gehölzsukzession beeinflusst und mit geringem Indikationspotenzial für die Maßnahmen

Die ökologische Wirksamkeit der betrachteten Renaturierungsmaßnahmen in Bezug auf die Spinnenfauna ist somit insgesamt deutlich nachweisbar. Von den insgesamt 26 näher untersuchten Metrics zeigen 17 statistisch relevante Unterschiede in zumindest einem der betrachteten Einflussfaktoren (ohne Freiflächenarten). Zusammengefasst sind folgende Reaktionen der Spinnen in den renaturierten Abschnitten festzustellen:

- Zunahme der Artenzahlen in den renaturierten Abschnitten (in Summe)
- Zunahme der Anzahl der feuchteliebenden Arten (in Summe und Einzelproben)
- Zunahme der Anzahl stenotoper Arten (in Summe und Einzelproben Renat. jung)
- Zunahme xerobionter, -philer Arten im frühen Sukzessionsstadium
- Zunahme des Anteils hygrobionter, -philer Arten im Laufe der Sukzession
- Auftreten von Rote Liste Arten nur im älteren renaturiertem Abschnitt
- Auftreten typischer Uferarten (ripicole Arten) nur in den renaturierten Abschnitten

Ableitung von Indikator-Metrics

Zur Ermittlung von Metrics, die geeignet sind, die Wirkungen von Maßnahmen zur Renaturierung auf die Habitate der Spinnen anzuzeigen und somit im Rahmen von Erfolgskontrollen genutzt werden können, sind die in Kap. 6.2.2 genannten Arbeitsschritte durchgeführt worden. Daraus ergibt sich nachfolgende Aufstellung:

Tab. 8.16: Kandidatenmetrics der Spinnen als Indikatoren für die Einflussfaktoren

	Renaturierung „alt“	Renaturierung „jung“	Sukzession
1. Priorität	Anzahl / Anteil Arten feucht-nasser Biotope	Anzahl Arten feucht-nasser Biotope	Anteil eurytope Arten
	Anzahl hygrobionter, -philer Arten	Anzahl hygrobionter, -philer Arten	Anteil Arten feucht-nasser Biotope
			Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren
			Anteil xerobionter, -philer Arten
Anzahl:	3	2	4
2. Priorität	Individuenzahl	Individuenzahl	Anzahl / Anteil Arten der vegetationsarmen Ufer (ripicole Arten)
	Anteil eurytoper Arten	Anzahl stenotoper Arten	
	Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren		
Anzahl:	3	2	2

Die in Tab. 8.16 aufgeführten Metrics sind potenziell geeignet, um Veränderungen der Spinnenlebensgemeinschaften durch Maßnahmen zur Renaturierung von Gewässern feststellen zu können. Dabei sind die Metrics der 1. Priorität aufgrund der hier ermittelten höheren Signifikanz-Niveaus zu bevorzugen. Die mögliche Eignung dieser Metrics als Indikatoren für Renaturierungen wäre an weiteren Renaturierungen, v.a. im Tiefland, bzw. anhand größerer Datensätze zu überprüfen. Diese Metrics könnten bei erneuten Untersuchungen in den hier untersuchten Abschnitten (s. Kap. 10) die weitere Entwicklung der Abschnitte aufzeigen.

8.5 Diskussion

In der vorliegenden Dissertation wurden die Laufkäfer und Spinnen der Ufer- und Auenbereiche zweier renaturierter und eines degradierten Abschnitts im Tiefland erfasst, um ökologische Wirkungen durch die umgesetzten hydromorphologischen Maßnahmen identifizieren zu können. Dabei wurden bei der Erfassung beider Artengruppen die Uferlebensräume des Fließgewässers sowie der Auengewässer und die verschiedenen feuchtegeprägten Habitate der Ersatzauen berücksichtigt. Diese Strukturen und Habitate sind durch die Maßnahmen zur

Renaturierung entstanden. Dadurch konnten negative Beeinträchtigungen für die Uferfauna durch steile, verbaute Uferböschungen und die Abtrennung des Gewässers von seiner Aue rückgängig gemacht werden.

Die Auswirkungen des technischen Gewässerausbaus und der damit verbundenen hydromorphologischen Beeinträchtigungen der Gewässer und ihrer Ufer- und Auenbereiche auf die Uferarthropoden sind belegt (ASSMANN, TERLUTTER 1999, PAETZOLD et al. 2008). Es liegen außerdem Erkenntnisse vor, die verdeutlichen, dass eine naturnahe Morphologie mit entsprechender Habitatdiversität und –dynamik positive Effekte auf die Fauna der Uferarthropoden hat (BONN et al. 2002). Daraus kann gefolgert werden, dass hydromorphologische Maßnahmen wie Renaturierungen sich wiederum positiv auf diese auswirken müssten (PAETZOLD et al. 2008). Vorliegende Untersuchungen in der Literatur zeigen solche positiven Wirkungen am Beispiel der Laufkäfer (GACEK, HERING 2007, JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009 b). Darin wird auf die besondere Bedeutung vegetationsarmer Kies- und Grobkiesbänke für den Anstieg der Artenzahlen und das Auftreten der an Uferlebensräume angepassten ripicolen Arten hingewiesen (BOSCAINI et al. 2000, PAETZOLD et al. 2008, JÄHNIG et al. 2009 b). Die Gefährdung des Lebensraums der Uferbänke in Deutschland und Mitteleuropa ist dokumentiert und auf den hohen Wert des Erhalts der an diesen Lebensraum gebundenen Arthropodenfauna wird in mehreren Arbeiten hingewiesen (JEDICKE 1997, PLACHTER, REICH 1998, SADLER et al. 2004, ANDERSEN, HANSEN 2005). Auf dieser Grundlage lässt sich die große Bedeutung der Wiederherstellung von Uferbänken für die Laufkäfer ableiten.

Die hier untersuchten Daten zur Uferfauna für die zwei renaturierten Abschnitte der Niers bestätigen die Bedeutung von flachen, vegetationsarmen Ufern, von breiten amphibischen Zonen und Uferbänken für die Besiedlung. Die Anzahl und der Anteil der ripicolen Arten steigen vor allem bei den Laufkäfern signifikant an und sind geeignete Indikatoren für die Renaturierung und die weitere Entwicklung im Rahmen der Sukzession. Für die Spinnen gilt dieses in eingeschränkter Form. Hier treten in den renaturierten Abschnitten mit *Prinerigone vagans* und *Oedothorax retusus* erstmals ripicole Arten auf (LUA 2001 b, STEINBERGER 2004), im Vergleich zu 14 Arten bei den Laufkäfern. Hintergründe sind möglicherweise die geringere Anzahl von auf diesen Lebensraum spezialisierten Spinnenarten als Folge der eher passiven Ausbreitungsstrategien (BONTE et al. 2006, LAMBEETS et al. 2008) und die geringere Anzahl der an die extremen Lebensbedingungen angepassten Arten (BONTE et al. 2006). Neben den ripicolen Arten wurden die durch Renaturierungen eingetretenen Veränderungen der Laufkäferfauna in mehreren Studien durch Metrics wie die Artenzahl, die Anzahl von Rote Liste Arten, den Shannon-Wiener Index, die Evenness und die Individuenzahlen bewertet. Es konnten Steigerungen dieser Metrics sowie höhere Individuendichten festgestellt werden (PAETZOLD et al. 2008, JANUSCHKE et al. 2009). JANUSCHKE et al. (2009) zeigen anhand ihrer

Untersuchung von 24 Renaturierungsmaßnahmen in Deutschland ein hohes Indikationspotenzial der Laufkäfer für Veränderungen von Fließgewässerabschnitten durch Renaturierungsmaßnahmen auf.

Von deren Ergebnissen konnte in dieser Dissertation ein Anstieg der Individuenzahlen bei Laufkäfern und Spinnen bestätigt werden. Auch die Artenzahlen und der Shannon-Wiener Index auf Grundlage der Einzeltaxalisten nehmen bei den Laufkäfern nach sechs Jahren zu, bei den Spinnen dagegen nur im frühen Sukzessionsstadium nach einem knappen Jahr. Damit reagieren die beiden Artengruppen unterschiedlich auf die spezifischen Verhältnisse junger Renaturierungen mit hohen Flächenanteilen mit Offenboden, wenig Beschattung und dem Wechsel von feuchten und trockeneren Habitaten. Die Ausprägung der Uferbänke hinsichtlich ihrer Häufigkeit, Ausdehnung und Korngrößen unterscheidet sich zwischen den Gewässertypen und der Gewässergröße. Während an Mittelgebirgsflüssen ausgedehnte Uferbänke aus Kies und Grobkies dominieren, treten an sand- und lehmgeprägten Tieflandflüssen vorwiegend sandige bis lehmige Uferbänke auf, die hier den Lebensraum für ripicole Arten darstellen (LUA 2001 b). Im Gewässertyp 12 sind sandige bis kiesige Uferbänke im naturnahen Zustand nur lokal vorhanden. Es dominieren in der Laufkäfer- und Spinnenfauna Arten sehr feuchter, sumpfiger Ufer und Bruchwälder (LUA 2001 b). Damit sind diese paludicolen Arten für die Tieflandfließgewässer, insbesondere für die Gewässer der Niederungen (Typen 11, 12 und 19), im Vergleich mit den ripicolen Arten vermutlich von noch größerer Bedeutung zur Identifizierung von Maßnahmenwirkungen. ANDRETTZKE (2002) stellte beispielsweise in der Wümmeniederung eine zeitlich begrenzte Zunahme ripicoler Laufkäferarten nach einer Renaturierung fest und eine Abnahme nach zehn Jahren aufgrund des Rückgangs der flachen Ufer und Uferbänke sowie aufkommenden Bewuchses. Stattdessen konnte er eine Zunahme paludicoler Arten ermitteln.

Daher wurden hier zusätzliche Metrics untersucht, um die für den Bereich der Niederungen typischen Ausprägungen der Biozönosen erfassen zu können. Dazu gehören die Arten der Feucht- und Nasswälder, Arten feucht-nasser Biotope sowie hygrobionte/hygrophile Arten (jeweils Anzahl und Anteile). RIECKEN und SCHRÖDER (2002) stufen stenök hygrophile Arten als einen guten Indikator für Auenrenaturierungen ein. Die Metrics Anzahl hygrobionter/hygrophiler Arten sowie Anzahl der Arten feucht-nasser Biotope zeigen in der vorliegenden Dissertation bei beiden untersuchten Artengruppen eine signifikante Zunahme in den renaturierten Abschnitten an und bestätigen damit diese Aussage. Diese Metrics reagieren bei den Laufkäfern erst in der sechs Jahre alten Renaturierung, so dass auch hier eine zügigere Reaktion der Spinnen zu verzeichnen ist. GACEK und HERING (2007) stellten an Mittelgebirgsflüssen ebenfalls eine Zunahme hygrophiler Laufkäferarten nach Renaturierungen fest. JANUSCHKE et al. (2011) dagegen konnten bei Untersuchungen von 24 Renaturierungen in ganz Deutschland keinen Anstieg hygrophiler Laufkäferarten nachweisen.

Sie führen an, dass dieser Metric auch Arten umfasst, die nicht an Uferlebensräume gebunden sind.

Die Metrics Anzahl und Anteil von Arten der Feucht- und Nasswälder zeigen bei den Laufkäfern ebenfalls signifikante Anstiege in der älteren Renaturierung an. Bei den Spinnen ist der Metric nicht signifikant, jedoch treten solche Arten in dieser Gruppe nur in den renaturierten Abschnitten vereinzelt auf. Diese Metricreaktionen spiegeln eine Verbesserung der Überflutungsverhältnisse durch die Anlage der Ersatzauen in diesen Abschnitten wider. Auch GÜNTHER und ASSMANN (2005) weisen auf die Bedeutung häufigerer Überflutungen für die Ansiedlung spezifischer Arten der Laufkäfer hin, dazu gehören u.a. stenök hygrophile Arten und stenotope Uferarten (ANDRETZKE 2002). LAMBEETS et al. (2008) nennen die Feuchteverhältnisse der lokalen Habitate und die Überflutungsdynamik als wesentliche Einflussfaktoren auf die Biozönosen von Laufkäfern und Spinnen.

Weitere geeignete Kenngrößen für die Beschreibung der ökologischen Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen sind Metrics der Habitatbindung wie die Anzahl und der Anteil stenotoper Arten sowie Anzahl und Anteil eurytoper Arten. Während bei den Laufkäfern Anteil und Anzahl stenotoper Arten in der älteren Renaturierung zunehmen und der Anteil eurytoper Arten abnimmt, reagiert bei den Spinnen nur der letztgenannte Metric gleich. Im Gegensatz zu den Laufkäfern erhöht sich die Anzahl stenotoper Arten nur in der jungen Renaturierung und nimmt im Laufe der Sukzession wieder ab. Ähnlich den Diversitäts-Metrics zeigen die Spinnen z.T. deutlichere Reaktionen in der jungen Renaturierung. Dieses junge Sukzessionsstadium bietet Lebensraum für zahlreiche Arten des Offenlandes, die eine breite Potenz hinsichtlich ihrer Lebensraumsansprüche aufweisen. Von diesen Arten sind bei den Spinnen in Bezug auf die bevorzugte Pflanzenformation zahlreiche Arten den Äckern und Ruderalfluren zuzuordnen. Im älteren renaturierten Abschnitt sowie im Laufe der Sukzession nimmt der Anteil dieser Arten sowohl bei den Spinnen als auch den Laufkäfern ab. Hohe Werte oder eine Zunahme dieses Metrics kann als Zeiger für degradierte Verhältnisse eingesetzt werden.

Der Anteil xerobionter/xerophiler Arten geht bei den Spinnen und Laufkäfern im Laufe der Sukzession und mit zunehmender Bewaldung zurück (JANUSCHKE et al. 2009) und zeigt so die verbesserten Überflutungsverhältnisse und die Vernetzung von Gewässer und Aue an. Die Laufkäfer weisen bei diesem Metric einen Rückgang infolge der Renaturierung auf. Auch wenn xerophile Arten der Uferfauna für zahlreiche Gewässertypen charakteristisch sind, z.B. auf unbewachsenen Kies- und Grobkiesbänken und höher gelegenen, exponierten Standorten, wird ein Rückgang des Metrics hier in der Tieflandniederung für die Indikation verbesserter Feuchteverhältnisse verwendet.

Für die Gruppe der Laufkäfer ist auch die Anzahl der Rote Liste Arten als Indikator für die durch die Renaturierungen eingetretenen Verbesserungen der Habitatvielfalt einsetzbar.

Deutliche Veränderungen sind für diesen Metric sechs Jahre nach der Renaturierung festzustellen. Auch Metrics aus den Gruppen Flügelausprägung und Fortpflanzungstypen sind als Indikatoren, die positive Veränderungen der Überflutungshäufigkeit und –dauer abbilden, geeignet. Dazu gehören Anzahl und Anteil makropterer Arten und der Anteil brachypterer Arten. Der Anteil flugfähiger Arten nimmt durch die Renaturierungen zu, da sie die neu geschaffenen Lebensräume am schnellsten wiederbesiedeln können und weil Biotoptypen mit hoher Dynamik, wie naturnahe Ufer von Fließgewässern, Röhrichte und Seggenriede an Ufern und in der Aue, generell von flugfähigen Arten dominiert werden (RIECKEN, SCHRÖDER 2002). Bedingt durch die Empfindlichkeit der Käferlarven hinsichtlich zunehmender Feuchte und längerer Überstauungen (RATHS, RIECKEN 1999), tritt im älteren renaturierten Abschnitt mit verbesserter Überflutungs- und Auendynamik eine höhere Zahl an Frühjahrsbrütern auf, während die Herbstbrüter in Anzahl und Anteil zurückgehen.

Die Anwendung der genannten Metrics liefert über Aussagen zur Artenzahl, Diversität und Anzahl ripicoler Arten hinaus wertvolle Erkenntnisse zur ökologischen Wirksamkeit und Funktionsfähigkeit der durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen. Sie bieten eine Grundlage für die Ableitung von Indikatormetrics zur Bewertung von Renaturierungen anhand der Uferfauna. JANUSCHKE et al (2010) weisen auf die Bedeutung funktioneller Indices für die Analysen von Renaturierungsmaßnahmen hin. Sie weisen renaturierten Gewässerstrecken im Idealfall eine hohe räumlich-zeitliche Variabilität zu, die wiederum durch Kurz- und Langzeitprozesse bestimmt wird. Um diese erfassen zu können, schlagen sie eine Kombination von Kurz- und Langzeitindikatoren vor. Eine Anwendung der hier bearbeiteten Metrics an weiteren Renaturierungsmaßnahmen verschiedener Gewässertypen wäre zielführend für die Ableitung der aussagekräftigsten Metrics und eine mögliche Differenzierung in Kurz- und Langzeitindikatoren.

Es konnte bestätigt werden, dass Artengruppen der Auen gut geeignet sind für die Dokumentation und Beurteilung kurzfristiger Effekte und frühzeitiger Veränderungen, da sie schnell reagieren (JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al 2011 a). Dabei zeigen Spinnen kurzfristig (ein Jahr nach Maßnahmenumsetzung) deutlichere Veränderungen als Laufkäfer, während diese insgesamt nach sechs Jahren stärker, d.h. in Form mehrerer Metrics und höheren Signifikanzen auf die Renaturierungsmaßnahmen reagieren. Die Zunahme ripicoler Arten (Hypothese 1), der Diversitäts-Metrics (Hypothese 2) und anspruchsvoller Arten (Hypothese 3) kann insgesamt festgestellt werden. Sie ist bei den Laufkäfern, genauso wie der Rückgang eurytoper und xerobionter/xerophiler Arten (Hypothese 4), deutlicher ausgeprägt. Es konnten in beiden Artengruppen zeitliche Differenzierungen zwischen den unterschiedlich alten Renaturierungen anhand verschiedener Metrics festgestellt werden (Hypothese 5). In der

Gruppe der Laufkäfer zeigen die Metrics der Flügelausprägung und des Fortpflanzungstyps signifikante Reaktionen auf die Renaturierungen (Hypothese 6).

Die hohe ökologische Wirksamkeit der durchgeführten Maßnahmen zur Renaturierung an der Niers in Geldern-Pont im Hinblick auf die Uferfauna konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit aufgezeigt werden. Besonders der positive Einfluss der verbesserten Überflutungs- und Auendynamik auf die Besiedlung wurde deutlich. Dabei spielt die Anlage von Ersatzauen im Zuge der Maßnahmenumsetzung eine große Rolle. In der derzeitigen Fachdiskussion wird der Initiierung und Nutzung eigendynamischer Prozesse zur naturnahen Gewässerentwicklung der Vorrang vor baulichen Maßnahmen eingeräumt (GÜNTHER, ASSMANN 2005, WOHL et al. 2005, MUNLV 2010, KAIL, WOLTER 2011). Die Anlage von Ersatzauen stellt v.a. an entwicklungsträgen Gewässern des Tieflandes für die Etablierung von Auen- und Überflutungsdynamik und die Vernetzung von Gewässer und Aue eine bedeutsame Maßnahme dar (WOLFERT et al. 2001). Damit werden kurzfristig verbesserte Lebensbedingungen für auentypische Biozönosen der Uferfauna bereit gestellt, deren Erreichung über eigendynamische Prozesse mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen würde (KERN 1994).

Für die dauerhafte Etablierung ripicoler Arten der Uferfauna ist die Gewährleistung der Neuentstehung von Uferbänken durch eigendynamische Prozesse notwendig. Neben der Wiederherstellung der Vernetzung von Gewässerbett und Aue und damit einer verbesserten Überflutungsdynamik sind dazu breite, flache Gewässerbetten und hohe Krümmungsgrade des Gewässerlaufes zielführend. Für deren Entstehung kann das Einbringen von Totholz förderlich wirken, wie sich im jungen renaturierten Niersabschnitt gezeigt hat. Eine verbesserte Vernetzung von ripicolen Lebensräumen durch die Entwicklung von unbewachsenen Uferbänken innerhalb des Niedrigwasserbettes wird von LAMBEETS et al. (2008) als wesentliche Maßnahme für den Erhalt und die Entwicklung von Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit angeführt. Dazu ist die Betrachtung längerer Gewässerstrecken wesentlich, damit innerhalb von Entwicklungskorridoren die nötige typspezifische Struktur- und Habitatvielfalt entstehen kann (ANDRETZKE 2002, LAMBEETS et al. 2008). Um die für die Tieflandgewässer im Niederungsbereich charakteristischen paludicolen Arten fördern zu können, sind die Vernetzung von Gewässerbett und Aue und die Wiederherstellung naturnaher Überflutungsverhältnisse über die Entwicklung oder Herstellung von Ersatzauen und geringe Einschnittstiefen der Gewässerbetten mit häufigen Ausuferungen anzustreben.

Für die Spinnen spielen auch laterale Rückzugsräume in Form von extensiv genutztem Grünland und höher gelegenen Bereichen als Brutstätten eine große Rolle (LAMBEETS et al. 2008), so dass auch die Bereitstellung ausreichend breiter Gewässerrandstreifen von Bedeutung ist. Durch diese kann der Einfluss angrenzender Nutzungen auf die Biozönosen der

Laufkäfer und Spinnen in renaturierten Abschnitten weiter verringert werden. Eine Vergrößerung der Ersatzauen und deren weitere Absenkung in Bezug zum Mittelwasserspiegel ermöglicht weitere Verbesserungen der terrestrischen Biozönosen im Hinblick auf die Entwicklung autotypischer Ausprägungen.

8.6 Folgerungen und Bedeutung

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass anhand von zahlreichen ausgewählten Metrics überwiegend positive Veränderungen in der Zusammensetzung der Biozönosen der Laufkäfer und Spinnen festgestellt werden konnten. Dazu sind die erwarteten mit den gemessenen Metricreaktionen verglichen worden. Die Reaktionen in der zeitlichen Entwicklung der Biozönosen nach der Renaturierung spiegeln sich in den beiden Gruppen verschieden wider. Insgesamt eignen sich mehrere Metrics als Indikator-Metrics, die die Wirkungen der Renaturierungen auf die Uferfauna anzeigen. Für die Laufkäfer sind deutlichere Reaktionen auf die Maßnahmen feststellbar als bei den Spinnen. Es hat sich gezeigt, dass neben den ripicolen Arten im Tiefland auch die paludicolen Arten erfasst werden sollten, um Verbesserungen in der Habitatvielfalt sowie in der Überflutungs- und Auendynamik überprüfen zu können.

Die Metrics können zur Dokumentation des Maßnahmen Erfolgs und für die Beurteilung der ökologischen Maßnahmenwirksamkeit in den Land-Wasser-Übergangsbereichen sowie Gewässerauen herangezogen werden und tragen dadurch zur Verbesserung der Akzeptanz von Maßnahmen bei. Eine Überprüfung dieser Metrics und ihrer Aussagekraft an weiteren Renaturierungsmaßnahmen erscheint sinnvoll, um einen Metricsatz zu entwickeln, mit dem die ökologischen Wirkungen von Renaturierungsmaßnahmen unterschiedlicher Art und an den verschiedenen Gewässertypen bewertet werden können. Das gilt vor allem für Tieflandgewässer. Im Mittelgebirge sind einige der hier untersuchten Metrics wie Anzahl und Anteil ripicoler Arten, Taxazahl, Evenness, Shannon-Wiener Index und Anteil hygrophiler Arten bereits getestet worden (GACEK, HERING 2007, JANUSCHKE et al. 2009, JANUSCHKE et al. 2011).

Als wesentlich Metrics, die auf die Renaturierungsmaßnahmen signifikant reagieren und bei weiteren Renaturierungen auf ihre Eignung als mögliche Indikatoren zu testen sind, werden hier nachfolgende Metrics vorgeschlagen (Metrics 1. Priorität aus Kap. 8.3. und 8.4).

Metrics, die sich durch die **Renaturierung** verändern:

Laufkäfer

- Individuenzahl
- Anzahl makroptere Arten

Metricbedeutung

Metric nimmt zu. Vielfältigere Habitat- und Lebensbedingungen wirken sich positiv auf die Individuenzahl aus

Metric nimmt zu. Anzahl der Arten mit voll ausgebildeten Flügeln die somit flugfähig sind und sich schnell ausbreiten und neue Habitate besiedeln können. Indiziert die Dynamik in der Ersatzau; dynamische Lebensräume weisen hohe Anzahlen makropterer Arten auf

Spinnen

- Anzahl Arten feucht-nasser Biotope Metric nimmt zu. Zeigt Auftreten und Zunahme von paludicolen Arten an und damit das Vorhandensein von auentypischen Feuchtbiotopen
- Anzahl hygrobionter, -philer Arten Metric nimmt zu. Zeigt die Verbesserung der Bedingungen für hygrophile Arten und damit die Anbindung und Funktionsfähigkeit der Ersatzauen an

Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** und z.T. auch **zeitlichen Entwicklung** verändern:

Laufkäfer

Metricbedeutung

- Anzahl, Anteil ripicoler Arten Metric nimmt zu und zeigt das Auftreten und die Zunahme von Arten vegetationsarmer Ufer an
- Anzahl, Anteil hygrobionter, -philer Arten s.o.
- Anzahl, Anteil Arten feucht-nasser Biotope s.o.
- Anzahl / Anteil Arten der Feucht- und Nasswälder Metric nimmt zu durch die entstandenen feuchtegeprägten Standorte, die verbesserte Überflutungsdynamik und zunehmende Bewaldung
- Shannon-Wiener Index Metric nimmt zu. Er zeigt diversere Lebensgemeinschaften an und deutet damit auf vielfältigere Habitatbedingungen hin
- Anzahl makroptere Arten Metric nimmt zu. Anzahl der Arten mit voll ausgebildeten Flügeln die somit flugfähig sind und sich schnell ausbreiten und neue Habitate besiedeln können. Indiziert die Dynamik in der Ersatzau; dynamische Lebensräume weisen hohe Anzahlen makropterer Arten auf
- Anzahl Frühjahrsbrüter Metric nimmt zu und damit der Anteil der Arten, die sich im Frühjahr fortpflanzen. Deutet auf die hydrologische Vernetzung der Ersatzauen mit dem Gewässer hin, die zu feuchteren Bodenverhältnissen führt
- Artenzahl Metric nimmt zu und spiegelt die Artenvielfalt wider. Eine hohe Artenzahl deutet auf vielfältigere Habitatbedingungen hin
- Anteil eurytope Arten Metric nimmt ab. Zeigt den Rückgang von wenig spezialisierten Arten zugunsten einer Zunahme von Arten mit hohen Habitatansprüchen.
- Anzahl / Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren Metric nimmt ab. Indiziert einen Rückgang ubiquitärer zugunsten gewässer- und auentypischer Lebensräume

Spinnen

- Anteil Arten feucht-nasser Biotope s.o.
- Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren s.o.
- Anteil eurytope Arten s.o.

Metrics, die sich in Folge der **zeitlichen Entwicklung** von Renaturierungen verändern, sind:

Laufkäfer	Metricbedeutung
• Anteil Frühjahrsbrüter	s.o.
• Anzahl / Anteil Rote Liste Arten	Metric nimmt zu. Deutet auf die erreichte Vielfalt der Habitate und feuchtegeprägten Biotope an Gewässerufer und Aue hin, die das Auftreten anspruchsvoller, seltener Arten ermöglicht
• Anzahl / Anteil stenotope Arten	Metric nimmt zu. Zeigt das Auftreten und die Zunahme von Arten an, die eng an einen bestimmten Biotoptyp gebunden sind. Indiziert somit das Vorkommen solch spezifischer, hier meist feuchtegeprägter Biotope
Spinnen	
• Anteil xerobionter, philer Arten	Metric nimmt ab in Folge der Schaffung feuchtegeprägter Biotope und Habitate, die eine verbesserte Vernetzung von Gewässer und Aue widerspiegeln.

Bei den Laufkäfern zeigen die Metrics Anteil der Freiflächenarten und Anzahl der Waldarten durch Ab- bzw. Zunahme die natürliche Gehölzsukzession an.

Als geeignete Methodik wird die Erfassung der Laufkäfer und Spinnen mittels Bodenfallen angesehen, die häufig zur Anwendung kommt (vgl. MÜHLENBERG 1993, BLICK 1999, GACEK, HERING 2007, JANUSCHKE et al. 2009). Ergänzende Aufnahmen in Form von Handaufsammungen mit dem Exhaustor dienen der Besammlung von Offenbodenbereichen der Gewässerufer, für die die Exposition von Bodenfallen aufgrund möglicher Wasserspiegelschwankungen wenig geeignet ist. Die Fallenstandorte sollten die Uferbänke der Fließgewässer, aber auch der Stillgewässer in der Aue sowie dynamische Auenhabitate abdecken. Letzteres gilt vor allem für die Gewässertypen mit einer engen Verzahnung von Gewässer und Aue wie die LAWA-Typen 11, 12 und 19, die auch im naturnahen Zustand nur wenige mineralische Uferbänke aufweisen. Hintergrund ist die Erfassung von paludicolen Arten, die für die genannten Gewässertypen im Tiefland charakteristisch sind. Die Ausbildung flacher Ufer führt zu breiten amphibischen Zonen mit Offenbodenflächen, wodurch die ripicolen Arten gefördert werden. Die Entwicklung von Auenhabitaten mit Stillgewässern, Altarmen, Blänken, Rinnensystemen und Auwald fördert die Anteile und Anzahl paludicoler Arten.

Laufkäfer weisen stärkere Reaktionen durch die Renaturierungen auf, so dass auch mehrere Indikatoren ermittelt werden konnten. Als Ursache sind möglicherweise ein besseres Ausbreitungsvermögen und ein höherer Anteil spezialisierter Arten zu nennen. Die Spinnen reagieren dagegen stärker auf den Einfluss junger Renaturierungen mit ihren hohen Anteilen von Offenbodenflächen.

Zur Überprüfung der Eignung der hier angewandten Metrics wären Untersuchungen an weiteren Tieflandgewässern sinnvoll. Eine erneute Erfassung der Uferfauna in den hier betrachteten Abschnitten könnte weitere Erkenntnisse zur Metriceignung und zeitlichen Weiterentwicklung der Biozönosen und damit Aussagen zur Langzeitwirkung liefern.

Die Integration von Uferarthropoden in Monitoringprogramme und Erfolgskontrollen ist sinnvoll u.a. zur Detektion kurzfristiger Effekte im Bereich der amphibischen und terrestrischen Lebensräume der Ufer und Auen. Darüber hinaus können sie zur Feststellung von hydrologischen Effekten, zur Prüfung des Grades der Auenanbindung und zur Ableitung weiterer optimierender Maßnahmen herangezogen werden.

9 ANALYSE DER ARTEN- UND BESIEDLUNGSPOTENZIALE IM EINZUGSGEBIET DER NIER AM BEISPIEL DES MAKROZOOBENTHOS

9.1 Einführung

Die heutige Maßnahmenplanung an Fließgewässern berücksichtigt ganze Einzugsgebiete, so wie es die EU-WRRL fordert (EG 2000). Denn wie zahlreiche Untersuchungen belegen, haben Einflüsse aus dem Einzugsgebiet wie Abflussregime, Landnutzungen und auch die strukturelle Ausprägung der Gewässer Auswirkungen auf die Besiedlung eines konkreten Gewässerabschnitts (u.a. ROY et al. 2003, WAGNER, ARLE 2008, TULLOS et al. 2009, PALMER et al. 2010, MILLER et al. 2010). So zeigt z.B. die Studie von ROLAUFFS et al. (2010) dass im Tiefland der Grünland-, Acker- und Waldanteil enge Korrelationen zur Besiedlung des Makrozoobenthos anzeigt. Weitere Studien zeigen die Bedeutung von Nährstoffeinträgen (BIS et al. 2000) und Feinsedimenteinträgen (MARTEL et al. 2007) auf die Besiedlung. ROY et al. 2003 konnten einen deutlichen Einfluss vom Anteil der Siedlungsfläche im Einzugsgebiet auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos feststellen. Ab 15 % Siedlungsanteil verringert sich demnach die Diversität, es treten mehr tolerante Taxa und weniger EPT-Taxa auf. Damit können anhand der Landnutzungsverteilung erste Rückschlüsse auf das Besiedlungspotenzial in Einzugsgebieten gezogen werden. YOUNG, COLLIER (2009, in Matthews 2010) führen die Landnutzung als stärksten Einflussfaktor für die Zusammensetzung des Makrozoobenthos an. Neben dem Einfluss der Landnutzung können auch aus der großräumigen Gewässerstruktur im Einzugsgebiet erste Hinweise auf das Wiederbesiedlungspotenzial abgeleitet werden (WAGNER, ARLE 2008, KAIL 2009). Im Nierseinzugsgebiet deuten die verarmte Gewässerstruktur, die intensive Landnutzung und damit verbundene Einflüsse wie stoffliche Belastungen stark degradierte Verhältnisse der Besiedlung des Makrozoobenthos hin (LORENZ, JANUSCHKE 2011). Das vorhandene Wiederbesiedlungspotenzial in einem Gewässersystem wiederum ist von großer Bedeutung für die qualitative und zeitliche Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen. Neuere Studien belegen, dass Renaturierungen größere Wirkungen zeigen, wenn typspezifische Arten im Einzugsgebiet vorkommen (ANTONS 2011, SUNDERMANN et al. 2011). Die Ermittlung des typspezifischen Arteninventars kann zur Priorisierung von hydromorphologischen Maßnahmen herangezogen werden (LANUV 2011).

Um die nach dem deutschen Faunaindex positiv eingestuften Taxa identifizieren und ihr Vorkommen im Einzugsgebiet lokalisieren zu können, werden nachfolgend Daten von Messstellen aus dem gesamten Nierseinzugsgebiet (STAATLICHES UMWELTAMT KREFELD 2006, LANUV 2009 a, b, NIERSVBAND 2011) ausgewertet. Auf der Grundlage dieses „Artenpotenzials“ kann abgeschätzt werden, mit welchen Gütezeigern des deutschen Faunaindex mittel- bis langfristig in den betrachteten renaturierten Abschnitten, aber auch in den weiteren, bereits

umgesetzten Renaturierungen sowie bei künftigen Renaturierungen zu rechnen ist. Auch die Arten, die positive Veränderungen der weiteren bewertungsrelevanten Metrics für die Gewässertypen 12 und 15 bewirken können, werden betrachtet. Darunter fallen die Vorkommen von Arten der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera, die die Metrics „EPT-Taxa %“ sowie „Anzahl Trichoptera“ beeinflussen. Die Taxa dieser Gruppen und die Gütezeiger des deutschen Faunaindex werden nachfolgend als wertgebende Taxa bezeichnet.

Wiederbesiedlungspotenziale sind Gewässerstrecken, die hinsichtlich ihrer Besiedlung den guten ökologischen Zustand schon erreicht haben und damit als „Strahlursprünge“ (LANUV 2011) bereits Besiedlungsquellen für angrenzende Gewässerstrecken darstellen (SCHATTMANN 2008). Im Gegensatz dazu werden hier als Artenpotenziale Vorkommen von wertgebenden Taxa im Einzugsgebiet verstanden, die in den untersuchten Abschnitten noch nicht nachgewiesen wurden und häufig nur in geringen Individuenzahlen auftreten. Ihre Populationen sind meist zu klein, um sich auf angrenzende Gewässerabschnitte ausdehnen zu können. Durch weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie und der stofflichen Situation könnten diese jedoch gestärkt werden und künftig als Besiedlungsquellen wirken. Hydromorphologische Maßnahmen sind flächig für das gesamte Nierseinzugsgebiet geplant (NIERSVERBAND 2012).

Die Auswertungen stellen eine wichtige Grundlage für die Einschätzung der Erreichbarkeit des guten ökologischen Zustandes bzw. für die Ableitung des guten ökologischen Potenzials dar. Zudem wird durch die vorgenommenen Auswertungen der Grad der faunistischen Degradation im Einzugsgebiet beschrieben. Auf Grundlage der bestehenden Erkenntnisse zur Belastungssituation im Nierseinzugsgebiet (MUNLV 2005 a, MUNLV 2009 a, b) sowie zum Wiederbesiedlungspotenzial (LORENZ, JANUSCHKE 2011) wird folgende Hypothese formuliert:

Das Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet ist gering. Die weitere Besiedlung der renaturierten Abschnitte mit wertgebenden Taxa ist eingeschränkt.

Folgenden Fragestellungen wird dabei nachgegangen:

1. Bestehen im Einzugsgebiet der Niers Artvorkommen weiterer positiv eingestufte Taxa des Deutschen Faunaindex sowie von EPT-Taxa?
2. Können diese im Einzugsgebiet vorhandenen Artvorkommen mittel- bis langfristig zu weiteren Verbesserungen der Besiedlung der Abschnitte in Pont beitragen? Welche Belastungen stehen einer möglichen Ausbreitung positiver Taxa entgegen?
3. Ist der gute ökologische Zustand der Niersabschnitte in Pont erreichbar?

9.2 Material und Methoden

Ermittlung des Arten- und Wiederbesiedlungspotenzials im Einzugsgebiet

Für die Analyse des Arten- und Besiedlungspotenzials im Nierseinzugsgebiet wurden Daten des Staatlichen Umweltamtes Krefeld für verschiedene Messstellen des Landes der Jahre 2000, 2001 und 2003 sowie des LANUV aus dem Monitoring der Jahre 2006 bis 2008 herangezogen (STAATLICHES UMWELTAMT KREFELD 2006, LANUV 2009 a, b). Hinzu kommen Daten des Niersverbandes aus den verbandsinternen Monitoringuntersuchungen der Jahre 2009 und 2010 (NIERSVERBAND 2011). Damit stand für die Untersuchungen eine Datenbasis aus den Jahren 2000 bis 2010 zur Verfügung (Anhang 9.1).

Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt, um die Wiederbesiedlungs- und Artenpotenziale ermitteln zu können:

- Ermittlung von Messstellen im Einzugsgebiet, die im Modul der allgemeinen Degradation mit „gut“ bewertet werden sowie ihre Lage und Entfernung zu den Untersuchungsabschnitten (=Wiederbesiedlungspotenziale)
- Ermittlung des typspezifischen Arteninventars (Gütezeiger nach deutschem Faunaindex für den Typ 12 und den Typ 15) an den Messstellen
- Ermittlung der zusätzlichen EPT-Taxa an den Messstellen im Einzugsgebiet
- Ermittlung der zusätzlichen Gütezeiger nach Deutschem Faunaindex (für Typen 11/12, 15/17) an den Messstellen im Einzugsgebiet
- Räumliche Darstellung dieser zusätzlichen wertgebenden Taxa.

Beurteilung der möglichen Wiederbesiedlung

Zur Abschätzung der theoretisch möglichen Ausbreitung dieser zusätzlichen im Einzugsgebiet der Niers vorkommenden wertgebenden Taxa bis in die hier untersuchten Abschnitte wurden zunächst die Artpotenziale in bestimmten Entfernungen zu den untersuchten Abschnitten dieser Studie ermittelt.

Die Kenntnisse zu Ausbreitungsdistanzen und –mechanismen sind nach wie vor gering, vor allem in Bezug auf die aquatische Ausbreitung (SUNDERMANN et al. 2011). Den Einfluss vorhandener Artenpotenziale und damit Ausbreitungsfähigkeiten von Taxa auf den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen haben SUNDERMANN et al. (2011) untersucht und festgestellt, dass der Erfolg von Maßnahmen vom Vorkommen typspezifischer Taxa im regionalen Artenpool in einem Radius von maximal 5 km abhängt. Somit wird dieser 5 km-Radius um die untersuchten Abschnitte als Grenze für eine mögliche, kurzfristige Ausbreitung von Makrozoobenthostaxa zugrunde gelegt. Aufgrund der geringeren Ausbreitungsfähigkeit der aquatischen

Organismen sehen BOND und LAKE (2003) eher eine geringe Wahrscheinlichkeit für die Besiedlung in kurzen Zeiträumen. POTTGIESSER und REHFELD-KLEIN (2011) betrachten als Suchräume für das Wiederbesiedlungspotenzial eines Tieflandgewässers des Typs 14 und 19 in Berlin Radien von 10 km für die kurzfristige (bis 2015) und 20 km für die langfristige (bis 2027) Wiederbesiedlung. Für die vorliegende Studie werden diese Radien hinsichtlich des Vorkommens weiterer wertgebender Taxa untersucht. Für eine Wiederbesiedlung ist neben der Ausbreitung aquatischer Stadien auch die Ausbreitung flugfähiger Taxa relevant, die aus dem Einzugsgebiet und auch aus angrenzenden Einzugsgebieten einwandern können. Aufgrund der vielfältigen bestehenden Belastungen im Einzugsgebiet (s. Kap. 3) wird eine Überlagerung dieser mit den vorhandenen Artpotenzialen durchgeführt, um die mögliche Ausbreitung bei den bestehenden Belastungen einschätzen zu können.

Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt, um die mögliche Ausbreitung von wertgebenden Taxa bewerten zu können:

- Abschätzung der ökologischen Eignung der untersuchten Abschnitte in Bezug auf die Besiedlung durch die zusätzlichen wertgebenden Taxa im Einzugsgebiet
- Ermittlung von möglichen Restriktionen, die einer Wiederbesiedlung der untersuchten Abschnitte entgegenstehen.

Abschätzung der Zielerreichung

Für die Niers ist aufgrund ihrer Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer das Ziel des guten ökologischen Potenzials zu erreichen.

In Kap. 6.3.1 konnte gezeigt werden, dass im älteren renaturierten Abschnitt der gute ökologische Zustand des Makrozoobenthos für den Typ 12 erreicht wird, trotz des nur mäßig ausgeprägten Deutschen Faunaindex. Auch wenn dieses Ergebnis aus einer Einzelfalluntersuchung stammt und durch die Methodik der Laborsortierung mitbestimmt wird, scheint der gute ökologische Zustand an der Niers nach dem Bewertungsverfahren ASTERICS 3.1.1 (ASTERICS 2008) erreichbar zu sein, auch wenn der Anteil der Störzeiger noch erhöht ist (s. Kap. 6.3.1). Um die mögliche Zielerreichung in den renaturierten Abschnitten bewerten zu können, wurden Berechnungen des potenziell erreichbaren Deutschen Faunaindex und ökologischen Zustands durchgeführt, die ein zusätzliches Auftreten wertgebender Taxa berücksichtigen.

9.3 Ergebnisse

Arten- und Wiederbesiedlungspotenziale im Einzugsgebiet

Die Messstellen, die im Modul der allgemeinen Degradation eine „gute“ Bewertung aufweisen, spiegeln günstige Verhältnisse der Besiedlung wider, so dass diese Gewässerstrecken als Wiederbesiedlungspotenziale eingestuft werden können. Um diese Funktion erfüllen zu können, müssen bestimmte Rahmenbedingungen aus dem Strahlwirkungs- und Trittstein-konzept erfüllt sein (LANUV 2011). Die Anzahl von Gütezeigern des Deutschen Faunaindex an den Messstellen geben als „typspezifisches Arteninventar“ (DAHM et al. 2013b) Hinweise auf die Qualität der Besiedlung.

Messstellen mit guter Bewertung im Modul der allgemeinen Degradation

Von 68 Messstellen des Landes Nordrhein-Westfalen, die im Einzugsgebiet der Niers bezüglich des Makrozoobenthos in den Jahren 2006 und 2007 untersucht wurden, zeigen nur fünf (= 7 %) eine gute oder sehr gute Bewertung des Moduls der allgemeinen Degradation an (s. Tab. 9.1). Zwei weitere Messstellen des Niersverbandes erfüllen diese Bedingungen. Die geringe Anzahl guter Bewertungen spiegelt den hohen Belastungsgrad im Nierseinzugsgebiet wider (MUNLV 2005 a).

Tab. 9.1: Übersicht über Messstellen im Nierseinzugsgebiet mit guter Bewertung des Moduls der allgemeinen Degradation (Datengrundlage: LANUV 2009 a, b, *kursiv*: Niersverband 2011)

Gewässer	Messstelle	Messstellen-Nr. (LANUV)	Datum	Bewertung Modul allg. Degradation
Niers	oh. GKW I	315060	07.06.2006	gut
<i>Niers</i>	MG oh. A 44	-	17.06.2010	gut
Niers	uh. KA Geldern	317068	12.06.2006	gut
<i>Niers</i>	Weeze	-	2007	gut
Kroonbeek / Kendel	vor Mündung	315357	04.06.2007	gut
Steinberger Ley	vor Mündung	315308	05.06.2007	sehr gut
Nenneper Fleuth	oh. Issumer Fleuth	316039	30.05.2007	gut

Von den dargestellten Messstellen liegen die Messstellen oberhalb des GKW I (Gruppenklärwerk Mönchengladbach-Neuwerk) und oberhalb der A 44 im Oberlauf der Niers und damit weit oberhalb der untersuchten Abschnitte in Geldern-Pont (ca. 35 km Entfernung). Die übrigen fünf Messstellen liegen unterhalb der Abschnitte in Geldern-Pont. Die geringste Entfernung zu den untersuchten Abschnitten weist die Messstelle unterhalb der Kläranlage Geldern auf (ca. 5 km), während die vier weiteren Messstellen im Niersunterlauf und den Zuflüssen wiederum in größerer Entfernung liegen (mind. 16,5 km Entfernung = Weeze).

Damit bestehen Wiederbesiedlungspotenziale vorwiegend im Niersunterlauf, unterhalb der hier untersuchten Strecken in Geldern-Pont. Die nächstgelegene Messstelle im guten Zustand für das Modul der allgemeinen Degradation unterhalb der Kläranlage in Geldern kann mittelfristig einen Einfluss auf die untersuchten renaturierten Abschnitte haben, v.a. vor dem Hintergrund der im September 2012 fertig gestellten Maßnahmen an der Willikischen Mühle (im Bereich der Kläranlage Geldern) und den Wehren am Nierskanal (www.niersverband.de). Diese Maßnahmen werden die Durchgängigkeit wieder herstellen und Teilstrecken der Niers zu hochwertigen Trittsteinen entwickeln.

Typspezifisches Arteninventar

Zusätzlich zu den Ergebnissen des Moduls der allgemeinen Degradation an den Messstellen können Hinweise auf Besiedlungspotenziale aus der Bewertung des typspezifischen Arteninventars gewonnen werden. Dazu liegen gewässertypspezifische Vorgaben für die Mindestanzahl positiver Gütezeiger des Faunaindex (Taxa mit den Einstufungen +1 und +2) vor (DAHM et al. 2013b), um das typspezifische Arteninventar in die Klassen gering, mittel und hoch einstufen zu können. Für den Gewässertyp 12 sind demnach mindestens acht Gütezeiger erforderlich, damit ein hohes typspezifisches Arteninventar angezeigt wird, beim Typ 15 sind es dagegen mindestens 15 Taxa.

Bezogen auf das Nierseinzugsgebiet zeigt auch diese Betrachtung das flächige Ausmaß der Degradation an. Keine Messstelle weist auf Grundlage der Daten des LANUV (2009) der Jahre 2006 und 2007 ein hohes typspezifisches Arteninventar für den Typ 12 auf. Es dominieren Messstellen mit einer mittleren Einstufung, auffällig ist das überwiegend geringe typspezifische Arteninventar im Netteeinzugsgebiet. Die höchsten Werte im Einzugsgebiet mit sechs bis sieben Gütezeigern des Faunaindex für den Typ 12 werden im Niersoberlauf bei Wetschewell, in der Sevelner Landwehr (Niersmittellauf) und in den Zuflüssen Issumer Fleuth und Kervenheimer Mühlenfleuth im Niersunterlauf erreicht. Für weitere künftige Renaturierungsmaßnahmen und deren Lokalisierung stellen diese Zuflüsse im Hinblick auf die Nutzung des vorhandenen Artenpotenzials daher prioritäre Gewässerstrecken dar.

Die Einstufungen für den Typ 15 zeigen, dass an den Messstellen im Mittel weniger Taxa negativ eingestuft sind als beim Typ 12. Das Verhältnis zwischen den positiv und negativ eingestuften Taxa an den Messstellen ist für den Typ 15 günstiger als beim Typ 12. Bedingt durch die Anforderung von mindestens fünf Taxa für ein mittleres typspezifisches Arteninventar ist den meisten Messstellen ein geringes typspezifisches Arteninventar zuzuordnen. Lediglich 14 von 68 Messstellen weisen ein mittleres typspezifisches Arteninventar für den Typ 15 auf. Diese Messstellen liegen wiederum an den Zuflüssen wie Issumer Fleuth, Steinberger Ley und Kroonbeek sowie v.a. im Niersunterlauf zwischen Geldern und Kessel und im Oberlauf

der Niers. Damit wird bei der Einstufung in den Typ 15 deutlich, dass der Unterlauf für die Wiederbesiedlung des Systems insgesamt günstigere Voraussetzungen aufweist, als die übrigen Bereiche.

In der vorliegenden Untersuchung der Niersabschnitte in Geldern-Pont konnten auf Grundlage der PERLODES-Bewertung (20 Teilproben pro Abschnitt) 16 Gütezeiger für den Typ 12 und 30 für den Typ 15 nachgewiesen werden. Die höhere Anzahl im Vergleich zu den LANUV-Messstellen erklärt sich durch die intensivere Untersuchung in Form der Laborsortierung des gesamten Probenmaterials, die detailliertere Ergebnisse liefert als die Vor-Ort-Sortierung (GROLL 2011).

Gütezeiger und EPT-Taxa im Einzugsgebiet

Die auf Grundlage der ausgewerteten Daten der Jahre 2000 bis 2010 ermittelten Gütezeiger nach dem Deutschen Faunaindex sowie EPT-Taxa im Nierseinzugsgebiet sind im Anhang 9.2 aufgeführt. Dabei sind nur die Taxa dargestellt, die nicht bereits in den hier untersuchten Abschnitten nachgewiesen wurden. Es zeigt sich, dass in dem morphologisch sowie hinsichtlich der Landnutzung stark degradierten Einzugsgebiet noch eine größere Anzahl wertgebender Taxa vorhanden ist. Überwiegend handelt es sich um Vorkommen mit geringen Abundanzen. Die Einstufung der Indikatorwerte für den Deutschen Faunaindex erfolgt auch hier für die Gewässertypen 12 und 15.

Für den organisch geprägten Fluss, dem Leitbild für die Niers, sind 17 Gütezeiger und für den Typ 15, dem die Niers heute über weite Strecken entspricht, 23 Gütezeiger vorhanden.

Die Gruppe der EPT-Taxa stellt für beide Gewässertypen 12 und 15 einen bewertungsrelevanten Metric dar. Somit gibt auch die Anzahl dieser Taxa einen Hinweis auf das im Einzugsgebiet noch vorhandene Besiedlungspotenzial. Aus der Gruppe der Trichopteren liegen über die in Geldern-Pont nachgewiesenen 17 Taxa im Nierseinzugsgebiet Nachweise für weitere 30 Taxa vor. Die Einordnung dieser Taxa nach dem Deutschen Faunaindex verdeutlicht, dass die Niers hinsichtlich ihrer Besiedlung durch das Makrozoobenthos heute eher dem Typ 15 entspricht. Bezogen auf den Typ 12 zeigt sich für sieben Taxa eine positive, für sechs eine negative und für die restlichen 18 Taxa keine Einstufung. Nach dem Typ 15 sind neun Taxa positiv, nur zwei negativ und 20 nicht eingestuft.

Neben den in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesenen sieben Arten der Ephemeroptera sind im Einzugsgebiet weitere neun Arten vorhanden, von denen vier positiv nach dem Faunaindex für den Typ 15 und zwei nach dem Faunaindex für den Typ 12 eingeordnet sind. Die hinsichtlich der organischen Belastung und Sauerstoffgehalte besonders empfindlichen Plecopteren sind im Einzugsgebiet praktisch nicht vorhanden. Ein Einzelfund von

Nemoura sp. in einem Zufluss des Niersunterlaufes stellt den einzigen Nachweis im betrachteten Datensatz dar. Für den Leitbildzustand des Gewässertyps 12 werden dagegen sechs und für den Typ 15 sogar elf Plecopterenarten angeführt (LUA 2001 b). Bezogen auf die insgesamt im Einzugsgebiet vorhandenen Taxa der Ephemeroptera sind knapp 50 % auch in der vorliegenden Untersuchung nachgewiesen worden. Bei den Trichoptera beträgt der Anteil 35 %.

Die ermittelten Artenpotenziale sind grundsätzlich geeignet, die Besiedlung des Makrozoobenthos sowohl in den hier untersuchten Abschnitten als auch im gesamten Einzugsgebiet zu verbessern. Neben typischen Rhithralarten, die eher für die Oberläufe und Zuflüsse charakteristisch sind, kommen zahlreiche Arten des Potamals und der Stillwasserbereiche vor. Damit besteht ein gewisses Potenzial von wertgebenden Taxa im Nierseinzugsgebiet. Vor dem Hintergrund der Zielerreichung nach EU-WRRL sind die Bedingungen bezogen auf die Qualitätskomponente des Makrozoobenthos somit etwas günstiger als bei Betrachtung der bestehenden Belastungen und Bewertungen (MUNLV 2005 a, MUNLV 2009 a, b) zu erwarten war.

Räumliche Verteilung der Besiedlungspotenziale

Die an den Messstellen des LANUV und des Niersverbandes im Zeitraum 2000 bis 2010 nachgewiesenen Gütezeiger des Faunaindex (Typ 11/12 und Typ 15/17) sowie EPT-Taxa wurden mittels Geographischem Informationssystem (ArcGIS 9.3) räumlich dargestellt (s. Anhang 9.3, 9.4, 9.5). Die Vorkommen wurden in Entfernungskategorien unterteilt, die nahegelegene von weiter entfernten Vorkommen unterscheiden und damit eine mögliche Wiederbesiedlung der betrachteten Abschnitte zeitlich differenzieren. Es wurden die Entfernungsradien bis 5 km, 5-10 km, 10-20 km und 20-50 km eingeteilt. Im näheren Umfeld bis 5 km ober- und unterhalb der untersuchten Abschnitte sind insgesamt nur je ein Gütezeiger für die Gewässertypen 11/12 und 15/17 sowie 6 EPT-Taxa vorhanden, für die eine kurz- mittelfristige Besiedlung möglich ist. In einer Entfernung bis 10 km ober- und unterhalb der untersuchten Abschnitte treten weitere 8 Gütezeiger (1 für Typ 11/12, 7 für Typ 15/17) und 8 EPT-Taxa auf, für die eine mittelfristige Erreichbarkeit der Abschnitte in Pont gegeben ist (meist Taxa mit flugfähigen Stadien).

Die Niers und ihre Zuflüsse in über 10 km Entfernung weisen weitere Gütezeiger und EPT-Taxa auf, die die untersuchten Renaturierungen jedoch erst in größeren Zeiträumen erreichen könnten (unter Voraussetzung weiterer Maßnahmenumsetzungen).

Beurteilung der möglichen Wiederbesiedlung

Potenzielles Vorkommen in Pont

Zur Einschätzung der möglichen weiteren Entwicklung der Besiedlung der Abschnitte in Geldern-Pont durch die im Einzugsgebiet vorhandenen wertgebenden Taxa (Gütezeiger Faunaindex und EPT-Taxa) wurde untersucht, ob die einzelnen Taxa in den Abschnitten geeignete Lebensbedingungen vorfinden könnten. Dazu werden anhand autökologischer Daten (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996) die Präferenzen der Taxa in Bezug auf ihr Vorkommen in den biozönotischen Regionen mit den Bedingungen der renaturierten Niersabschnitte in Geldern-Pont verglichen (s. Anhang 9.2). Zusätzlich gehen die Strömungs- und Substratpräferenzen in diese Einstufung mit ein (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, ASTERICS 2008). Die Mechanismen zur Wiederbesiedlung von Gewässerabschnitten mit Arten des Makrozoobenthos umfassen aktive und passive Ausbreitung, wie z.B. Drift im Gewässer, Aufwärtswanderung oder –flug sowie Windverdriftung flugfähiger Stadien (POTTGIESSER, REHFELD-KLEIN 2011).

Insgesamt sind 40 zusätzliche EPT-Taxa im Einzugsgebiet vorhanden, von denen 27 auch im Abschnitt in Geldern-Pont zu erwarten wären. Von den Gütezeigern des Faunaindex für den Typ 12 ist von den zusätzlich vorkommenden 17 Taxa mit 15 auch in den renaturierten Abschnitten in Pont zu rechnen, bezogen auf den Typ 15 sind es 17 Taxa von 24 zusätzlichen Gütezeigern im Einzugsgebiet. In der nachfolgenden Tab. 9.2 sind die wertgebenden Taxa in geringen bis mittleren Entfernungen aufgeführt, für die in den untersuchten Niersabschnitten geeignete Lebensbedingungen zu erwarten sind (vgl. Anhang 9.2).

Tab. 9.2: Artenpotenziale (Gütezeiger Deutscher Faunaindex Typ 11/12, Typ 15/17 sowie EPT-Taxa) im Umkreis von 5 km, 5 bis 10 km und 10 bis 20 km um die untersuchten Niersabschnitte in Geldern-Pont

bis 5 km	5 bis 10 km	10 bis 20 km
<i>Phryganea sp.</i>	<i>Ephemera danica</i>	<i>Ilybius fuliginosus</i>
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	<i>Baetis buceratus</i>	<i>Heptagenia flava</i>
<i>Athripsodes aterrimus</i>	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	<i>Silo nigricornis</i>
	<i>Lype sp.</i>	<i>Viviparus viviparus</i>
	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	<i>Sisyrha sp.</i>
		<i>Athripsodes bilineatus</i>
		<i>Cloeon simile</i>
		<i>Limnephilus rhombicus</i>
		<i>Mystacides longicornis</i>
		<i>Tinodes waeneri</i>
		<i>Agraylea multipunctata</i>
		<i>Agraylea sexmaculata</i>
		<i>Serratella ignita</i>

Im Hinblick auf die zu überwindende Entfernung zeigt sich, dass im Nahbereich lediglich drei weitere EPT-Taxa und Gütezeiger vorkommen, die die Abschnitte kurz- bis mittelfristig wiederbesiedeln könnten. Fünf weitere, potenziell zu erwartende, wertgebende Arten treten in bis zu zehn Kilometer Entfernung auf und weitere 13 im Radius bis 20 Kilometer. Bei Umsetzung weiterer hydromorphologischer Maßnahmen bzw. stofflichen Verbesserungen könnten sich diese Taxa weiter ausbreiten. Jenseits von 20 km Entfernung zum Abschnitt in Pont befinden sich v.a. im Unterlauf der Niers und ihren Zuflüssen zusätzliche wertgebende Taxa und damit Artenpotenziale für eine längerfristige Besiedlung der hier untersuchten sowie weiteren umgestalteten Niersabschnitte.

Ausbreitungshemmnisse im Einzugsgebiet

Die im Nierseinzugsgebiet bestehenden Belastungen wirken sich in vielfacher Weise auf die Besiedlung des Makrozoobenthos aus (s. Kap. 6.3). Studien wie ROLAUFFS et al. (2010) zeigen die hierarchische Bedeutung von Einflussfaktoren, z.B. dass der Einfluss der Landnutzung auf die Besiedlung vor den physikalisch-chemischen Parametern und der Gewässerstruktur überwiegt. BRUNKE und LIETZ (2011) weisen auf die herausragende Bedeutung der Saprobie und Eutrophierung hin, die wie ein Filter wirken, der die natürliche Funktionsfähigkeit und Biodiversität grundsätzlich limitiert. Die weiteren stofflichen Belastungen und hydromorphologischen Veränderungen der Habitatqualität wirken als weitere Filter, die den natürlicherweise zu erwartenden Artenpool weiter reduzieren. Für das Nierseinzugsgebiet resultieren aus der Belastungsanalyse (s. Kap. 3) folgende Störfilter:

- Saprobielle Belastung im Niersmittellauf
- Eutrophierung durch sehr hohe Nährstoffgehalte (P, N) – gesamter Nierslauf
- zeitweiser Sauerstoffmangel im Mittellauf
- Belastungen durch Pflanzenschutzmittel (PSM) – Mittel- und Unterlauf
- starke bis sehr starke hydromorphologische Beeinträchtigungen im gesamten Einzugsgebiet inklusive der Zuflüsse
- Durchgängigkeitsunterbrechungen durch Querbauwerke und Rückstau v.a. im Niersoberlauf und Mittellauf
- Hydraulische Belastungen – v.a. Niersoberlauf
- Atypisches Abfluss- und Temperaturregime

Die Belastungen sind im Längsverlauf der Niers unterschiedlich verteilt (s. Tab. 9.3).

Tab. 9.3: Wesentliche Belastungen und Störfilter im Längsverlauf der Niers

(ja = Zielgröße erfüllt, nein = Zielgröße nicht erfüllt; Zielgrößen aus MUNLV 2009 d, LANUV 2011; Datengrundlagen: MUNLV 2005 a, MUNLV 2009 a,b, NIERSSVERBAND 2002, NIERSSVERBAND 2008 a, LANUV 2009 a)

Parameter	Zielgröße	Oberlauf	Mittellauf	Unterlauf
Saprobie	Modul Saprobie mind. „gut“	ja	nein	ja
Sauerstoff	> 6mg/l (dauerhaft)	ja	nein	ja
Trophie/Nährstoffe	Pges*: <0,15 mg/l	nein	nein	nein
	NH4-N*: <0,3 mg/l	ja	nein	ja
PSM	Diuron*: <0,05 µg/l	ja	nein	nein
Hydromorphologie	GSG 1-3: >50 %	nein		
	GSG 5: <15 %			
	GSG 6: <15 %			
	GSG 7: <10 %			
Durchgängigkeit/ Rückstau	Keine bis mäßige Durchgängigkeitsdefizite kein Rückstau	nein	ja	ja
Hydraulische Belastungen	Keine bis mäßige Steigerung der natürl. hydraul. Sohl- und Uferbelastungen	nein	?	?
Temperaturregime	Keine signifikanten Veränderungen zum natürlichen Regime	nein	?	?
Abflussregime	Keine signifikanten Veränderungen zum natürlichen Regime	nein	?	?

* Mittelwerte

Derzeit sind die stofflichen Bedingungen im Mittellauf der Niers für die Ansiedlung anspruchsvoller Arten noch ungünstig (Kap. 3.3). Vor allem die unterhalb des Klärwerks Mönchengladbach-Neuwerk bestehende saprobielle Belastung führt zu einer Beeinträchtigung der aquatischen Besiedlung und wirkt als Ausbreitungshemmnis für wertgebende Taxa im Oberlauf.

Infolge der starken Abwasserbelastungen und noch geringen Reinigungsleistungen der Kläranlagen war die Makrozoobenthosbesiedlung der Niers in den 1960er und 1970er Jahren stark verödet (DREYER, MANHELLER 2008). In diesem Zeitraum war die Niers noch der Güteklasse III zuzuordnen (MÜLLER, SCHILLER 2000). Hauptursache war die Einleitung aus dem Klärwerk Mönchengladbach-Neuwerk, die dazu führte, dass nur noch 4 Arten von Makrozoobenthosorganismen im Mittellauf der Niers vorkamen. Oberhalb dieser Einleitung konnten damals noch 28 Arten bzw. Artengruppen, im Unterlauf, nach längerer Fließstrecke mit Einmündung geringer belasteter Zuflüsse sowie Selbstreinigungsprozessen, dann wieder 26 Arten/Gruppen nachgewiesen werden (DREYER, MANHELLER 2008). Vor allem mit der Umsetzung von Sanierungsmaßnahmen an der Anlage in Neuwerk verbesserte sich die Situation seit 1980 wieder auf Güteklasse II-III (kritisch belastet) (MÜLLER, SCHILLER 2000) und die Zahl

der Arten/Gruppen stieg auch im Mittellauf wieder auf 21 an. Bis zum Zeitraum 2005 bis 2007 konnte eine weitere Zunahme der Anzahl der Arten/Gruppen v.a. im Mittel- und Unterlauf auf 60 bis knapp 70 Taxa verzeichnet werden (DREYER, MANHELLER 2008). Positive Beispiele für eine verbesserte Wasserqualität sind auch die Ausbreitung bzw. das Auftreten anspruchsvoller Arten wie *Heptagenia sulphurea*, *Heptagenia flava*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Orthetrum cancellatum*, *Gomphus vulgatissimus* und die Zunahme der Köcherfliegenarten im Mittellauf zwischen 1990 und 2007 von 0 auf 14 (NIERSVERBAND 2008 a). Zusätzlich zur saprobiellen Belastung wirkt sich die Nährstoffbelastung durch Stickstoff und Phosphor auf die Trophie und auf die Besiedlung des Makrozoobenthos vor allem im Mittel- und Unterlauf aus. Auch die Belastung mit Diuron konzentriert sich auf den Niersmittel- und –unterlauf.

Die Ausbreitung von Organismen des Makrozoobenthos wird zudem durch die degradierte Hydromorphologie im Einzugsgebiet insgesamt erschwert. Die Gewässerstruktur ist im Niersverlauf überwiegend stark bis sehr stark verändert, im Oberlauf auch abschnittsweise vollständig verändert. Für eine erfolgreiche und dauerhafte Ansiedlung von wertgebenden Taxa müssen Abschnitte mit den nötigen typspezifischen Habitatstrukturen in erreichbarer Entfernung von Besiedlungspotenzialen vorhanden sein. Renaturierte Abschnitte stellen günstigere Habitatbedingungen bereit und sind damit Zielorte für eine mögliche Wiederbesiedlung mit typspezifischen Arten. Querbauwerke behindern die aquatische Wanderung v.a. im Oberlauf im Stadtgebiet von Mönchengladbach. Im „Masterplan Gewässerverträglichkeit von Niederschlagswassereinleitungen“ (NVV 2009) sowie im Umsetzungsfahrplan (NIERSVERBAND 2012) sind Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit an den vorhandenen Wehrstandorten vorgesehen. Durch die Anlage eines Umgehungsgerinnes im Unterlauf an der Viller Mühle (2002), den Rückbau eines Wehres im untersuchten Abschnitt Pont-Süd (2005), sowie weitere 2012 umgesetzte Maßnahmen an Querbauwerken (z.B. Willksche Mühle, Wehre am Nierskanal, www.niersverband.de) wurden die Durchgängigkeit der Niers und damit die Bedingungen für aquatische Wanderungen weiter verbessert. Weitere Störfilter für die Besiedlung im Oberlauf und die mögliche Ausbreitung von Taxa in den Niersmittellauf stellen hydraulische Belastungen durch Niederschlagswassereinleitungen und Veränderungen im Abfluss- und Temperaturregime infolge der Einleitung von Sumpfungswasser dar.

Abschätzungen zur Zielerreichung

Für die Niers als erheblich verändertes Fließgewässer ist als Zielzustand das gute ökologische Potenzial zu erreichen. Die Ergebnisse in Kapitel 6.3.1 deuten darauf hin, dass mit dem vorhandenen Artenpotenzial des Makrozoobenthos im untersuchten älteren renaturierten Abschnitt auch der gute ökologische Zustand für den Typ 12 erreichbar ist. Ursache dafür kann einerseits die Methodik der Laborsortierung sein, die detailliertere Ergebnisse in Form

zusätzlicher Taxa liefert. Andererseits wird deutlich, dass der Deutsche Faunaindex zwar noch defizitär ist, die EPT-Taxa und Anzahl der Trichoptera-Arten jedoch bereits günstige, gewässertypspezifische Ausprägungen aufweisen und daher trotz einer großen Anzahl von Störzeigern (vgl. LORENZ, JANUSCHKE 2011) zu einer bereits guten Bewertung im älteren renaturierten Abschnitt geführt haben. Im Vergleich zur Bewertung für den Typ 15 erscheint dieser aufgrund einer geringeren erforderlichen Anzahl von Gütezeigern für den guten Zustand schneller erreichbar zu sein. Es ist daher anzunehmen, dass das gute ökologische Potenzial für die Niers nicht sehr weit vom guten ökologischen Zustand entfernt sein wird. Dies kann endgültig erst nach Anwendung der Erkenntnisse der Projekte zu dessen Ermittlung abgeschätzt werden (ROLAUFFS et al. 2012, KOENZEN et al. 2013).

Anhand von Beispiel-Berechnungen auf Grundlage von Taxalisten, zu denen die genannten wertgebenden Taxa angrenzender Abschnitte hinzugefügt werden, können mögliche Zielzustände ermittelt werden. So zeigt eine Berechnung der um 15 wertgebende Gütezeiger für den Typ 12 ergänzten Artenlisten der untersuchten renaturierten und degradierten Abschnitte, dass der gute ökologische Zustand für das Makrozoobenthos erreicht wird (Anhang 9.6). Dabei wurden diese zusätzlichen Taxa, die im Einzugsgebiet vorkommen, nur als Einzelfunde berücksichtigt. Eine Abschichtung zur Ermittlung der Anzahl benötigter zusätzlicher Gütezeiger in den untersuchten Abschnitten, die noch notwendig sind, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen, zeigen die Tabellen 9.4 und 9.5. Es wird in Tab. 9.4 deutlich, dass durch fünf weitere Gütezeiger (*Heptagenia flava*, *Ephemera danica*, *Lype* sp., *Halesus* sp., *Oecetis lacustris*), die als Einzelfunde in die Berechnung eingingen, die Erreichung des guten ökologischen Zustandes im älteren renaturierten sowie sogar in den degradierten Abschnitten möglich ist. Lediglich im jungen renaturierten Abschnitt wird nur der mäßige Zustand erreicht. Hier sind sehr viele Störzeiger vorhanden, die zu einer ungünstigen Bewertung des Deutschen Faunaindex führen und damit einer besseren Bewertung entgegenstehen.

9 – Analyse der Arten- und Besiedlungspotenziale im Einzugsgebiet der Niers am Beispiel des Makrozoobenthos

Tab. 9.4: Prognose der ökologischen Bewertung der untersuchten Abschnitte mit fünf zusätzlichen Gütezeigern aus dem Einzugsgebiet (*Heptagenia flava*, *Ephemera danica*, *Lype* sp., *Halesus* sp., *Oecetis lacustris*)

Parameter	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	renaturiert (alt)		renaturiert (jung)	degradiert	
Dt. Saprobienindex neu	2,16	2,17	2,27	2,17	2,17
Modul Saprobie	gut	gut	gut	gut	gut
Dt. Faunaindex 11/12	-0,16 mäßig	-0,10 mäßig	-0,35 unbefr.	0,04 mäßig	0,0 mäßig
EPT % (HK)	29,2 mäßig	33,1 gut	26,8 mäßig	26,0 mäßig	18,5 unbefr.
Trichoptera Taxazahl	13 sehr gut	16 sehr gut	15 sehr gut	9 sehr gut	7 sehr gut
Modul Allgemeine Degradation	gut	gut	mäßig	gut	gut
Ökologische Zustandsklasse	gut	gut	mäßig	gut	gut

Werden die in Tab. 9.4 noch berücksichtigten Arten der Ephemeroptera aus der Berechnung herausgenommen, so ergibt sich die in Tab. 9.5 dargestellte Bewertung. Nur noch zwei Abschnitte erreichen mit den drei Trichoptera-Taxa den guten Zustand.

Tab. 9.5: Prognose der ökologischen Bewertung der untersuchten Abschnitte mit drei zusätzlichen Gütezeigern aus dem Einzugsgebiet (*Lype* sp., *Halesus* sp., *Oecetis lacustris*)

Parameter	PN05	PN06	PS07	PS05	PS06
	renaturiert (alt)		renaturiert (jung)	degradiert	
Dt. Saprobienindex neu	2,17	2,18	2,29	2,18	2,18
Modul Saprobie	gut	gut	gut	gut	gut
Dt. Faunaindex 11/12	-0,18 mäßig	-0,12 mäßig	-0,38 unbefr.	0,01 mäßig	-0,03 mäßig
EPT % (HK)	28,4 mäßig	32,3 gut	25,9 mäßig	24,8 mäßig	17,1 unbefr.
Trichoptera Taxazahl	13 sehr gut	16 sehr gut	15 sehr gut	9 sehr gut	7 sehr gut
Modul Allgemeine Degradation	mäßig	gut	mäßig	gut	mäßig
Ökologische Zustandsklasse	mäßig	gut	mäßig	gut	mäßig

Trotz der hohen Anzahl von Störzeigern ist für Typ 12 die Erreichung des guten ökologischen Zustandes möglich (s. Tab. 9.4) und im älteren renaturierten Abschnitt z.T. schon erreicht (Kap. 6.3.1). Für den Gewässertyp 15 ist durch die Berücksichtigung der 17 zusätzlichen wertgebenden Taxa lediglich der mäßige Zustand erreichbar (Anhang 9.6). Der Gewässertyp 15 wird zusätzlich zu den für den Typ 12 relevanten Metrics anhand der Metrics % Litoral und % Pelal bewertet. Der Faunaindex unterscheidet sich in der Bewertung vom Typ 15 und es sind im Typ 15 höhere Anteile der EPT % (HK) für eine positive Bewertung nötig als bei Typ 12. Die Bewertung für den Typ 15 erscheint daher „strenger“ als für den Typ 12. In den untersuchten Abschnitten und auch im Einzugsgebiet der Niers sind zudem mehr Störzeiger für den Typ 12 vorhanden als für den Typ 15 (Abb. 9.1). Das deutet auch darauf hin, dass die Niers heute eher dem Typ 15 als dem Typ 12 entspricht.

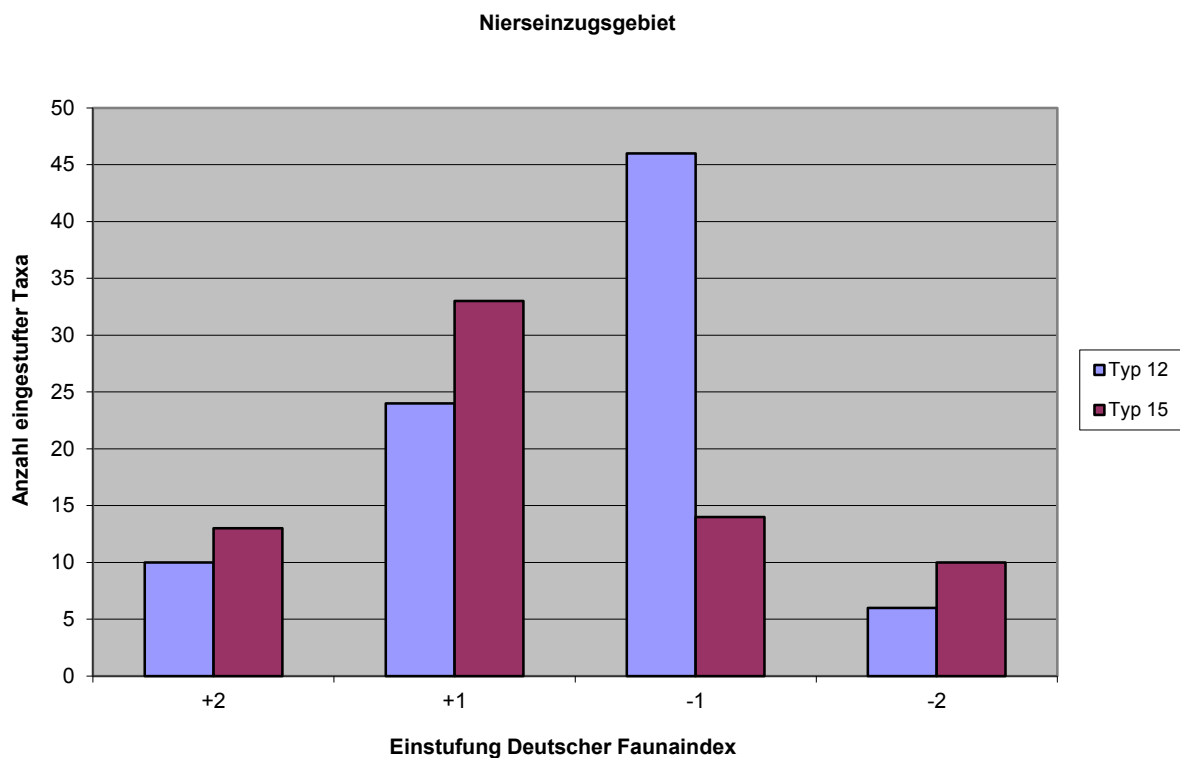


Abb. 9.1: Im Nierseinzugsgebiet vorhandene Güte- und Störzeiger der Gewässertypen 12 und 15 (Datengrundlage: Staatliches Umweltamt Krefeld 2006, LANUV 2009 a, b, Niersverband 2011)

9.4 Diskussion

Arten- und Wiederbesiedlungspotenziale im Einzugsgebiet

Der Begriff Wiederbesiedlungspotenzial wird von GRÜNEBAUM et al. (2008) als Oberbegriff aller Faktoren verwendet, die zur (Wieder-)Besiedlung von verödeten Gewässerstrecken erforderlich sind. Hierzu führen sie das biotische Potenzial, das Habitatpotenzial sowie das

aquatische Potenzial an. Das Habitatpotenzial ergibt sich aus den morphologischen Strukturen des Gewässerbettes und kann durch Renaturierungsmaßnahmen, wie sie im Nierseinzugsgebiet geplant sind (NIERSVERBAND 2012), verbessert werden. Das aquatische Potenzial wird durch die chemisch-physikalischen Bedingungen des Wassers und die hydrologische und hydraulische Charakteristik gebildet. Die in Kapitel 9.3 genannten Ausbreitungshemmnisse zeigen Veränderungen der Habitatpotenziale und aquatischen Potenziale im Nierseinzugsgebiet. Das biotische Potenzial nach GRÜNEBAUM et al. (2008) wird hier als Wiederbesiedlungspotenzial bezeichnet. Darunter sind Gewässerstrecken oder Probestellen zu verstehen, die hinsichtlich des Moduls der allgemeinen Degradation bereits mit gut bewertet sind und aufgrund ihrer gut ausgebildeten Populationen positiv auf angrenzende Gewässerstrecken „ausstrahlen“ können. Die Bedeutung von Wiederbesiedlungspotenzialen für den Erfolg von Maßnahmen zur Renaturierung ist mittlerweile in mehreren Studien aufgezeigt worden (ANTONS 2011, SUNDERMANN et al. 2011).

Im Nierseinzugsgebiet sind nur wenige Wiederbesiedlungspotenziale für das Makrozoobenthos vorhanden. Damit wird die Einschätzung von LORENZ und JÄHNIG (2011) bestätigt, die das Grundarteninventar im Einzugsgebiet bei hohen Anteilen an negativen Indikatortaxa (Störzeiger) als defizitär bezeichnen. Geringe Wiederbesiedlungspotenziale resultieren häufig aus früheren Belastungen im Einzugsgebiet (PRETTY et al. 2003), wie sie auch im Nierseinzugsgebiet vorkamen und heute noch in abgeschwächter Intensität vorkommen (Kap. 3.3, 9.3). Dementsprechend ist auch das typspezifische Arteninventar, das die Anzahl der Gütezeiger nach Deutschem Faunaindex gewässertypspezifisch bewertet, an keiner der Probestellen als „hoch“ einzustufen, weder für den Typ 12 noch für den Typ 15.

Als Artenpotenzial werden in der vorliegenden Untersuchung Vorkommen von wertgebenden Taxa (Gütezeiger nach Deutschem Faunaindex und EPT-Taxa) im Einzugsgebiet verstanden. Meist handelt es sich um Vorkommen mit eher geringen Individuenzahlen. Dieses Artenpotenzial zeigt, wo Vorkommen weiterer positiver Indikatorarten im Einzugsgebiet lokalisiert sind. Eine nähere Betrachtung und Auswertung der Taxalisten der Probestellen des LANUV und des Niersverbandes im Einzugsgebiet zeigt, dass weitere wertgebende Arten vorhanden sind, die in den hier untersuchten Abschnitten nicht vorkommen. Diese Gütezeiger des Deutschen Faunaindex sowie EPT-Taxa können mittel- bis langfristig zu einer weiteren Verbesserung der untersuchten Niersabschnitte und weiterer Renaturierungsstrecken beitragen. Dazu müssen nach LANUV (2011) bestimmte Bedingungen erfüllt sein (vgl. Tab. 9.3).

Potenzielle Wiederbesiedlung der Niersabschnitte in Geldern-Pont

Wesentlich für die Wiederbesiedlung der renaturierten Strecken durch weitere wertgebende Arten ist ihre Ausbreitungsfähigkeit (HAUER, LAMBERTI 2007). Diese ist für die verschiedenen Arten und deren Lebensstadien unterschiedlich, so z.B. geringer für flugunfähige hololimnische Organismen im Gegensatz zu merolimnischen Gruppen (Hoffsten 2004) und wird für das Makrozoobenthos im Vergleich zu Fischen als geringer eingestuft (LORENZ, JANUSCHKE 2011). Es wird andererseits angenommen, dass benthische Invertebraten ehemals verödete Gewässerstrecken vergleichsweise schnell wiederbesiedeln können müssten (FUCHS, STATZNER 1990, MALMQUIST et al. 1991). Dennoch zeigen Untersuchungen, dass die Fauna des Makrozoobenthos auch mehrere Jahre nach Umgestaltungsmaßnahmen noch wenig divers und verarmt ist (MUOTKA, SYRJÄNEN 2007). SOMMERHÄUSER und HURCK (2008) stellten an Bächen im Emschergebiet fest, dass sich erst nach etwa zehn Jahren die Biozönosen stabilisieren. Für den Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen sind Wiederbesiedlungspotenziale in räumlicher Nachbarschaft der renaturierten Abschnitte und damit die Erreichbarkeit der Maßnahmenabschnitte durch positive Indikatorarten nötig (Sundermann et al. 2011). Ansonsten können Arten mit begrenztem Ausbreitungsvermögen diese Abschnitte trotz verbesserter Habitatbedingungen nicht besiedeln (SKINNER et al. 2008). Es ist für die untersuchten Gewässerabschnitte in Geldern-Pont davon auszugehen, dass deren Besiedlung erst in einigen Jahren abgeschlossen sein wird, da hier nur Zeiträume zwischen einem und sechs Jahren nach der Umgestaltung analysiert werden konnten. Dies entspricht nach SOMMERHÄUSER und HURCK (2008) der Stabilisierungsphase in der faunistischen Neubesiedlung von Gewässerabschnitten. Nach ihrer Beobachtung beginnt erst ab dem achten Jahr nach dem Umbau die Ausreifungsphase, die ab dem zehnten Jahr abgeschlossen ist.

Die mögliche Wiederbesiedlung der hier untersuchten renaturierten Abschnitte konnte durch einen Abgleich der Ansprüche der Indikatorarten mit den Habitatbedingungen der Abschnitte sowie durch eine Überlagerung dieser mit den bestehenden Ausbreitungshemmnissen eingeschätzt werden. Als Ausbreitungshemmnisse werden solche Beeinträchtigungen im Einzugsgebiet gewertet, die bekanntermaßen den regionalen Artenpool negativ beeinflussen. Dazu gehören in der hierarchischen Abfolge v.a. die saprobielle und trophische Belastung, die Landnutzung, die Gewässerstruktur, Querbauwerke mit Rückstaubeeinflussung, Sandtrieb sowie weitere stoffliche Belastungen durch z.B. Pflanzenschutzmittel und die Mahd im Gewässer (in Anlehnung an BRUNKE, LIETZ 2011, ROLAUFFS et al. 2010). BRUNKE und LIETZ (2011) stufen eine hohe Saprobie und Eutrophierung dabei als herausragend in ihrem Einfluss auf die Funktionsfähigkeit und Biodiversität ein und bezeichnen die genannten unterschiedlichen Einflüsse auf die Gewässer als Belastungsfilter, die den regionalen Artenpool reduzieren. Die stofflichen Belastungen können der Wiederentwicklung typspezifischer Biozönosen entgegen

wirken, so dass sich trotz günstiger hydromorphologischer Ausprägungen keine entsprechenden Biozönosen einstellen (ROLAUFFS et al. 2010, ANTONS 2011). Als maßgebliche Ausbreitungshemmnisse für wertgebende Arten im Nierseinzugsgebiet wurden die Saprobie, die Trophie, die intensive Landnutzung, die defizitäre Gewässerstruktur sowie Rückstaustrecken betrachtet.

LORENZ und JANUSCHKE (2011) prognostizieren aufgrund bestehender Strukturdefizite und überwiegend mäßigen bis schlechten Bewertungen des Makrozoobenthos und der nur geringen Besiedlungspotenziale eine lange Zeitdauer bis zur positiven Reaktion auf Renaturierungsmaßnahmen. Erste Erfolge der Renaturierungsmaßnahmen in Geldern-Pont konnten in der vorliegenden Studie bezogen auf das Makrozoobenthos (Kap. 6 und 7) bereits fünf bis sechs Jahre nach der Umsetzung aufgezeigt werden. Damit sind bei Anwendung entsprechender Untersuchungsmethoden mit hoher räumlich-zeitlicher Auflösung auch in den ersten Jahren nach der Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen „Erfolge“ zu verzeichnen. Diese sind vor allem an der positiven Entwicklung von Metrics in Richtung stärker typspezifischer Ausprägungen ablesbar. Eine weitere positive Entwicklung hängt dabei neben der Habitatsukzession auch von der Ansiedlung weiterer wertgebender Arten ab.

Es konnte gezeigt werden, dass in den Radien bis 5 km, bis 10 km und bis 20 km mehrere weitere Gütezeiger und EPT-Taxa sowohl für den Typ 12, als auch für den Typ 15 vorkommen. Aufgrund der bestehenden Belastungen ist eine Ausbreitung dieser meist in geringen Häufigkeiten vorkommenden Arten erst durch Verbesserungen der Lebensbedingungen in den jeweiligen Gewässerstrecken und den angrenzenden Abschnitten zu erwarten. Derzeit sind die Bedingungen im Niersunterlauf für deren Ausbreitung am günstigsten. Beispiele dafür zeigen DREYER, MANHELLER (2008) anhand der Ausbreitung von einzelnen anspruchsvolleren Arten vom Unterlauf bis in den Mittellauf infolge der weiteren Verbesserung der Wasserqualität (s. Kap. 9.3). Durch die Umsetzung der Maßnahmen am Abzweig des Nierskanals und an der Willikischen Mühle sind die Bedingungen für eine Erreichbarkeit der renaturierten Abschnitte in Pont durch wertgebende Arten aus dem Unterlauf weiter verbessert worden. Die Erreichbarkeit der Abschnitte durch anspruchsvollere Arten aus dem Oberlauf ist derzeit kaum gegeben. Ursache dafür sind die dort vorhandenen Querbauwerke und Rückstaubereiche und die im Niersmittellauf unterhalb des Klärwerks Mönchengladbach-Neuwerk auftretende organische Belastung. Einige der im Oberlauf und den dortigen Zuflüssen vorhandenen wertgebenden Arten zeigen enge Bindungen an rhithrale Gewässerabschnitte und scheiden daher für eine Besiedlung der renaturierten Niersabschnitte in Pont, die potamalen Charakter haben, aus.

Das Nierseinzugsgebiet befindet sich nach einer deutlichen Beeinträchtigung der Besiedlung durch die Wasserverschmutzung noch in einer Erholungsphase. Daher fehlen nach wie vor

viele anspruchsvollere Arten, wie z.B. aus der Ordnung der Steinfliegen, die sehr anspruchsvoll bezüglich der Wasserqualität sind. Eine weitere Verbesserung der Wasserqualität durch Reduktion der stofflichen Belastungen und die Umsetzung weiterer hydromorphologischer Maßnahmen würde die Besiedlung der Abschnitte in Geldern-Pont, aber auch der gesamten Niers, positiv beeinflussen. Dann könnten sich wertgebende Arten, die z.T. in den Zuflüssen vorkommen, weiter ausbreiten. Damit ist langfristig gesehen die Ausbildung einer gewässertypspezifischen Biozönose grundsätzlich möglich.

Abschätzungen zur Zielerreichung

Wie sich die Ansiedlung weiterer wertgebender Taxa auf die Bewertung des ökologischen Zustandes der untersuchten Abschnitte auswirken kann, wurde durch Hinzufügen von drei, fünf und 16 solcher Taxa zu den Taxalisten der Abschnitte berechnet (mit ASTERICS 3.1.1). Es wurde festgestellt, dass für den Typ 12 bei Berücksichtigung weiterer fünf wertgebender Taxa als Einzelvorkommen selbst im degradierten Abschnitt der gute Zustand erreicht wird. Dies ist besonders vor dem Hintergrund einer relativ großen Anzahl von Störzeigern überraschend. Voraussetzung dafür ist die Ansiedlung dieser Arten in den betrachteten Abschnitten und damit deren Erreichbarkeit.

Wird der Fließgewässertyp 15 zugrunde gelegt, ist selbst beim Hinzufügen aller 17 zusätzlicher wertgebender Taxa im Nierseinzugsgebiet nur der mäßige Zustand erreichbar. Damit liegen der Bewertung des Typs 15 wesentlich strengere Kriterien zugrunde, es müssen z.B. mehr Gütezeiger und höhere Anteile von EPT-Taxa erreicht werden als beim Typ 12. Dies steht im Widerspruch zur häufig diskutierten fachlichen Einschätzung, dass organisch geprägte Fließgewässer durch Renaturierungen nicht vollständig wieder hergestellt werden können. Nicht schlüssig sind diese Ergebnisse auch vor dem Hintergrund, dass im Nierseinzugsgebiet wesentlich mehr Taxa als Gütezeiger für den Typ 15 eingestuft sind als für den Typ 12 und umgekehrt weniger Taxa als Störzeiger. Wenn bei den bestehenden multiplen Belastungen für den Typ 12 der gute Zustand erreichbar bzw. schon erreicht ist (ältere Renaturierung 2006), so ist die Eignung der Bewertung für den Typ 12 dahingehend zu hinterfragen, ob im Vergleich mit dem Typ 15 sensibel genug bewertet wird. Die strengere Bewertung des Typs 15 erscheint vor dem Hintergrund der bestehenden Belastungen insgesamt realistischer. Die Reaktion der Bewertung für den Typ 15 in den hier untersuchten Abschnitten ist zudem deutlicher als beim Typ 12.

Für die Abschätzung der potenziellen Zielerreichung der untersuchten Niersabschnitte ist letztlich das gute ökologische Potenzial festzulegen. Dazu liegen Ergebnisse der LAWA- und NRW-Studien vor (ROLAUFFS et al. 2012, KOENZEN et al. 2013). Möglicherweise ist bei der Bewertung die Anzahl bzw. der Anteil der Störzeiger im Vergleich zu den Gütezeigern des

Faunaindex stärker zu gewichten. Dass der deutsche Faunaindex für beide betrachteten Gewässertypen nicht reagiert, deutet auf die weiter bestehenden Belastungen im Einzugsgebiet hin. Als Indikator für die Anzeige kurzfristiger Effekte von Renaturierungsmaßnahmen scheint er nicht geeignet zu sein (vgl. Kap. 6.3.1). In stark degradierten Tieflandeinzugsgebieten stellt der Anteil der positiven Fließgewässertaxa einen alternativen Indikator dar (vgl. Kap. 6.3.4).

9.5 Folgerungen und Bedeutung

Die Untersuchung der im Einzugsgebiet außerhalb der betrachteten Gewässerabschnitte vorhandenen wertgebenden Taxa des Makrozoobenthos hat gezeigt, dass noch Artenpotenziale im Nierseinzugsgebiet bestehen. Bei weiteren Verbesserungen der Habitatbedingungen durch hydromorphologische Maßnahmen können sich diese Taxa vor allem im Niersunterlauf und den Zuflüssen weiter ausbreiten und zur Verbesserung der Besiedlung beitragen. Aufgrund von stofflichen Belastungen bestehen im Mittellauf Defizite in der Wasserqualität, die sich als „Störfilter“ negativ auf die Ausbreitung anspruchsvoller Arten auswirken. Im Oberlauf sind v.a. Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Reduzierung des Rückstaus nötig, um Verbesserungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos, aber auch der Fischfauna, zu erreichen.

Die Analyse von Artenpotenzialen in Einzugsgebieten liefert wertvolle Hinweise auf das vorhandene Besiedlungspotenzial und damit für die Zielerreichung sowie Priorisierung und Lokalisierung von umzusetzenden Maßnahmen. Zur Ermittlung der Artenpotenziale eignen sich Ergebnisse von Messstellen aus dem gesamten Einzugsgebiet inklusive der Zuflüsse. Im Gegensatz zur Feststellung von Wiederbesiedlungspotenzialen, die Messstellen bzw. Gewässerabschnitte mit einer „guten“ Besiedlung umfassen, werden unter Artenpotenzialen auch Einzelvorkommen von wertgebenden Taxa verstanden. Diese dienen der Ermittlung des gesamten Artenspektrums wertgebender Arten im Einzugsgebiet. Messstellen mit „guter Besiedlung“ nach der allgemeinen Degradation kommen im Nierseinzugsgebiet nur vereinzelt vor. Artenpotenziale umfassen die bewertungsrelevanten Gütezeiger nach dem Deutschen Faunaindex sowie EPT-Taxa für den jeweiligen Gewässertyp auf Grundlage von Datenreihen aus mehreren Jahren (hier: 2000 bis 2010). Von einer Ausbreitung dieser Taxa bzw. Artenpotenziale ist erst dann auszugehen, wenn weitere Verbesserungen der Gewässer im Einzugsgebiet hinsichtlich der Habitatausstattung, aber auch stofflichen Qualität erreicht werden. Eine Klassifizierung der Artenpotenziale hinsichtlich einer möglichen Erreichbarkeit der hier untersuchten Abschnitte anhand von Entfernungskategorien orientiert sich mit den Klassen bis fünf Kilometer, über fünf bis zehn Kilometer, über zehn bis 20 Kilometer und über

20 km an Angaben aus SUNDERMANN et al. (2011) und POTTGIESSER, REHFELD-KLEIN (2011). Durch Überlagerung dieser mit den Ausbreitungshemmnissen im Einzugsgebiet kann die mögliche räumliche Ausbreitung von wertgebenden Taxa abgeschätzt werden. Unter Berücksichtigung von Taxa aus räumlich naheliegenden Artenpotenzialen kann eine Prognose der möglichen Entwicklung der renaturierten Abschnitte im Hinblick auf die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands erfolgen. Dazu können diese Taxa den Taxalisten der untersuchten Abschnitte hinzugefügt und typspezifische Berechnungen mittels der ASTERICS-Software durchgeführt werden.

Im Nierseinzugsgebiet zeigt sich bei der Bewertung der renaturierten Abschnitte mit ASTERICS, dass für den Typ 12 bei Berücksichtigung weiterer fünf wertgebender Taxa als Einzelvorkommen in den ermittelten Taxalisten selbst im degradierten Abschnitt und bei Vorhandensein zahlreicher Störzeiger der gute Zustand erreicht wird.

Diese Ergebnisse sind im Vergleich mit der Bewertung und Einstufung der Taxa nach dem Typ 15 teilweise nicht schlüssig. Für diesen Typ sind mehr Gütezeiger für die Erreichung des guten Zustands nötig, obwohl die Niers hydromorphologisch heute eher diesem Typ entspricht. Eine Überprüfung der Bewertung für den Typ 12 erscheint daher sinnvoll.

Durch die Entwicklung von Trittsteinen durch Renaturierungsmaßnahmen in der Nähe von Abschnitten mit Besiedlungspotenzialen kann das Wiederbesiedlungspotenzial gefördert und durch Anordnung dieser Trittsteine im Längsverlauf auch die Ausbreitung von positiven Indikatorarten initiiert werden. Eine „Aktivierung“ von solchen Potenzialen ist durch die Maßnahmenumsetzung nach dem Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept (LANUV 2011) möglich.

Die Analyse der Belastungsfaktoren (Kap. 3) und der Wiederbesiedlungspotenziale hat gezeigt, dass eine Besiedlung der untersuchten Abschnitte mit weiteren wertgebenden Arten aus dem Oberlauf derzeit unwahrscheinlich ist und eher aus dem Unter- und Mittellauf mit seinen Zuflüssen (v.a. Issumer Fleuth, Kervenheimer Mühlenfleuth, Kroonbeek/Kendel und Steinberger Ley) erfolgen kann. Daher sind diese Bereiche auch für die Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen als prioritär zu betrachten.

Als wichtige Arbeitsschritte für die Abschätzung des Besiedlungspotenzials renaturierter Abschnitte sowie der Zielerreichung werden angesehen:

1. Einzugsgebiets-Analyse der Vorkommen wertgebender Arten – sowohl Gütezeiger des Deutschen Faunaindex als auch EPT-Taxa als bewertungsrelevante Arten
2. Defizitanalyse in Bezug auf Ausbreitungshindernisse („Störfilter“), die einer möglichen Wiederbesiedlung der zu betrachtenden renaturierten Abschnitte durch diese Arten entgegenstehen
3. Abschätzung der möglichen mittel- bis langfristigen Besiedlung der untersuchten Abschnitte
4. Ermittlung der erreichbaren ökologischen Zustandsklasse.

Darüber hinaus geben die so gewonnenen Erkenntnisse wertvolle Hinweise für die Lokalisation weiterer hydromorphologischer Maßnahmen.

10 ERGEBNISZUSAMMENFASSUNG UND FOLGERUNGEN

Zusammenfassung der Ergebnisse

Die vorliegende Untersuchung analysiert und quantifiziert die ökologischen Wirkungen der Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss, die sich in einem als „erheblich verändert“ eingestuften Gewässersystem eingestellt haben. Dabei wurden die qualitativen und quantitativen hydromorphologischen Unterschiede zwischen zwei renaturierten und einem degradierten Abschnitt herausgearbeitet. Zu Grunde lag die Hypothese, dass die renaturierten Abschnitte hydromorphologisch diverser sind und sich dies auch auf die Besiedlung auswirkt. Die Wasserqualität der Niers hat sich in den letzten Jahren bereits deutlich verbessert (s. Kap. 3.3), dennoch bestanden zum Zeitpunkt der Untersuchungen noch verschiedenartige Belastungen im Einzugsgebiet, die möglicherweise den Grad der ökologischen Wirksamkeit der Renaturierungsmaßnahmen überdecken (s. Kap. 3).

Mit Hilfe eines standardisierten Protokolls wurden in den Jahren 2005, 2006 und 2007 entlang von Transekten verschiedene hydromorphologische Metrics wie z.B. bordvolle Breite, Einschnittstiefe, Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen aufgenommen. Entlang der 16 bis 22 Transekte wurden die aquatischen Habitate (Substrattyp, Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit) an 316 bis 574 Punkten pro Abschnitt ermittelt. Anhand dieser Datengrundlage sind die renaturierten Abschnitte mit dem degradierten Abschnitt verglichen worden. Für die Vergleiche des Makrozoobenthos wurden insgesamt 251 substratbezogene Einzelproben genommen und getrennt ausgewertet. Im Fokus der Untersuchungen stand der Vergleich der Ausprägung von 51 Metrics sowie der Abundanzen von 60 Taxa auf Abschnitts- und Substratebene. Auch die Gesamtfaua der Abschnitte wurde in Form der ökologischen Zustandsbewertung sowie durch Ähnlichkeitsanalysen verglichen. Zum Vergleich der Uferfauna (Laufkäfer, Spinnen) wurden in den einzelnen Gewässerabschnitten zwischen 18 und 33 Barberfallen ausgebracht und jeweils getrennt ausgewertet. Es wurden bei der Analyse 34 Metrics (Laufkäfer) bzw. 26 Metrics (Spinnen) verglichen. Die Datenanalysen erfolgten mittels ANOVA und U-Test nach Mann-Whitney. Zur Einschätzung der künftigen Wiederbesiedlung der untersuchten Renaturierungen wurden Makrozoobenthosdaten von Messstellen aus dem gesamten Einzugsgebiet untersucht. Die potenzielle Ausbreitung wertgebender Taxa wurde vor dem Hintergrund bestehender Belastungen eingeschätzt. Es wurden fünf Hypothesen aufgestellt.

1. *Hydromorphologische Parameter sind in renaturierten Abschnitten auf allen Skalen diverser als im degradierten Abschnitt.*

➤ *Die Untersuchung stützt diese Hypothese.*

Es wurden 14 hydromorphologische Parameter auf Grundlage von Transekt- und Punktdaten für die jeweiligen Abschnitte aufgenommen und verschiedene Metrics berechnet. Die Metrics der Makro- und Meso-Ebene unterscheiden sich deutlich zwischen den renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt. So zeigen Windungsgrad und Uferlänge deutliche Zunahmen und die Einschnittstiefe Abnahmen in den renaturierten Abschnitten. Die bordvolle Breite liegt nur im jungen renaturierten Abschnitt aufgrund der baulichen Herstellung eines breiteren Gewässerbettes höher. Auch die Mesostrukturen wie Breite der amphibischen Zone (Zunahme um Faktor 3,3 bis 3,8), Gewässerrandstreifenbreite (Zunahme um Faktor 1,9 bis 3,6), Anzahl Sohlstrukturen (Zunahme 1,4 bis 1,6 pro Transekt), Anzahl Uferstrukturen (Zunahme 2,0 bis 3,0 pro Transekt) und Anzahl der Auenstrukturen (Zunahme 3,0 bis 4,9 pro Transekt) nehmen in den renaturierten Abschnitten deutlich zu. Auf der Mikroebene verändert sich die Substratzusammensetzung, organische Substrate (Totholz, Grob-, Feindetritus) und hochwertige Substrate wie Kies und Grobkies nehmen leicht zu, jedoch ist die Diversität noch nicht signifikant angestiegen. Signifikante Unterschiede zeigen sich in der Wassertiefe und die aquatische Habitatvielfalt nimmt zu (Anzahl der Habitattypen). Die Fließgeschwindigkeit zeigt nur beim älteren renaturierten Abschnitt eine Abnahme. Auch wenn die Veränderungen auf der Mikroebene im Vergleich zum Mittelgebirge (JÄHNIG 2007) noch eher gering sind, zeigen sich insgesamt deutliche Verbesserungen der hydromorphologischen Metrics. Aufgrund der geringen Morphodynamik im Tiefland kommt v.a. in Bereichen mit kohäsiven Böden der baulichen Herstellung von Neutrassierungen eine besondere Bedeutung zu. Dabei sind durch typspezifische Ausgestaltung bzw. Entwicklung der Laufkrümmungen, der Gewässerbreite, der Breitenvarianz und Einschnittstiefe deutlichere Verbesserungen der Substratdiversität erreichbar.

2. *Die Besiedlung des Makrozoobenthos weist Unterschiede zwischen den renaturierten und dem degradierten Abschnitt auf. Die renaturierten Abschnitte zeigen Anzeichen für eine verbesserte, typspezifischere Besiedlung.*

- *Die Untersuchung stützt diese Hypothese teilweise.*

Die Bewertung der ökologischen Zustandsklasse für die untersuchten Abschnitte zeigt für den Typ 12, dass der ältere renaturierte Abschnitt in 2006 den guten ökologischen Zustand erreicht, während die Bewertungen für alle übrigen Abschnitte mäßig sind. Die Bewertung nach dem Typ 15/17 zeigt dagegen für die drei renaturierten Abschnitte/Zeitschnitte eine mäßige und für die beiden Zeitschnitte des degradierten Abschnitts eine unbefriedigende Bewertung und damit erste Verbesserungen in Richtung einer typspezifischeren Besiedlung an. Der Deutsche Faunaindex reagiert dabei nicht. Ausschlaggebend für die Bewertung sind die weiteren bewertungsrelevanten Metrics. Über den Faunaindex hinaus wurden zur Bewertung der ökologischen Wirkung positive Fließgewässertaxa ermittelt, da das Einzugsgebiet der

Niers stark degradiert ist und damit kaum Gütezeiger vorhanden sind (LORENZ, JANUSCHKE 2011). Diese nehmen bei Betrachtung aller Einzelproben um 50 % bis 88 % zu. Werden nur die Einzelproben der gemeinsam in den renaturierten und degradierten Abschnitten vorkommenden Substrate betrachtet steigen diese um 33 % bis 100 % an. Die Reaktion dieses „neuen“ Metrics zeigt die Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen in dem degradierten System offenbar besser an als der Faunaindex. Die renaturierten Abschnitte weisen bei den toleranten Taxa („negative Taxa“, Ubiquisten) jedoch keine Abnahme, sondern auch einen Anstieg der auf, der jedoch weniger deutlich ist als bei den positiven Fließgewässertaxa.

Die Taxazahlen liegen in den renaturierten Abschnitten um 40 % bis 120 % höher, wenn alle Einzelproben zugrunde gelegt werden. Bei Auswertung der Einzelproben der gemeinsam in den renaturierten und degradierten Abschnitten vorkommenden Substrate steigt die Taxazahl um 24 % bis 55 %. Auch die mittlere Taxazahl pro Einzelprobe und die Zahl der Gattungen hat in den renaturierten Abschnitten zugenommen.

Taxavergleich

Die als positive Fließgewässertaxa eingestuften *Psychomyia pusilla*, *Gammarus fossarum* und *Gammarus roeseli*, *Hydropsyche contubernalis*, *Baetis vernus* und *Heptagenia sulphurea* zeigen in Bezug auf die Zunahme der Abundanzen bei den betrachteten Einflussfaktoren positive Reaktionen. Die ebenfalls positiv eingestuften Taxa *Elmis* sp. und *Aphelocheirus aestivalis* sowie *Anisus vortex* wurden zudem nur in den beiden renaturierten Abschnitten gefunden. Nur die Art *Psychomyia pusilla* reagiert positiv im Einflussfaktor Renaturierung „alt“. Mehrere Pioniertaxa wie *Chironomus obtusidens*-Gruppe, *Chironomus thummi*-Gruppe, *Prodiamesa olivacea* und *Gammarus roeseli* sowie *Hydropsyche contubernalis* nehmen beim Einflussfaktor Renaturierung „jung“ deutlich in ihrer Häufigkeit zu. Im Laufe der Sukzession (Vergleich ältere mit jüngerer Renaturierung) scheinen diese in ihrer Häufigkeit jedoch wieder zurück zu gehen. Nur drei positive Fließgewässertaxa zeigen beim Einflussfaktor Sukzession eine positive Entwicklung (Zunahme der Abundanz) an und spiegeln Verbesserungen der Habitatvielfalt wider: *Psychomyia pusilla*, *Baetis vernus* und *Heptagenia sulphurea*.

Metricvergleich

Bei der Analyse der Daten aller Substrate zeigen v.a. die Großgruppen-Metrics, die bewertungsrelevanten und die strömungsbezogenen Metrics positive Reaktionen in Richtung typspezifischer Ausprägungen. Der Einflussfaktor Renaturierung „alt“ zeigt 13 positive und nur eine negative Metricreaktion und damit bereits Verbesserungen durch die Maßnahmen an. Dazu gehören u.a. die Metrics Trichoptera Taxazahl, Trichoptera %, Trichoptera (Abund.), EPTCBO, EPT Taxazahl, EPT Taxa % (HK), % Metapotamal, Potamon-Typie-Index,

% Typ Indifferent und zusätzlich der BMWP und Dt. Saprobienindex neu. Der Einflussfaktor Renaturierung „jung“ weist sieben positive und acht negative Metricreaktionen auf. Vor allem Großgruppen-Metrics reagieren negativ, drei strömungsbezogene Metrics dagegen zeigen positive Wirkungen an. Für den Einflussfaktor Sukzession konnten elf positiv und acht negativ reagierende Metrics ermittelt werden. Diese zeigen die Unterschiede zwischen den verschieden alten Renaturierungsmaßnahmen an. Während auch hier in erster Linie Metrics der Zusammensetzung der Großgruppen und bewertungsrelevante Metrics Entwicklungen in Richtung typspezifischer Ausprägungen anzeigen, sind die strömungsbezogenen Metrics überwiegend negativ zu bewerten. Hintergrund sind die Unterschiede in der Maßnahmenumsetzung zwischen den beiden Renaturierungen. So ist der ältere renaturierte Abschnitt hinsichtlich der Breite des Gewässerbettes deutlich schmaler als der jüngere Abschnitt und das Gewässerbett noch deutlich tiefer eingeschnitten mit der Folge größerer Fließtiefen und maximaler Fließgeschwindigkeiten, was nicht dem Gewässertyp 12 entspricht. Diese Unterschiede in der Ausprägung der renaturierten Strecken lassen sich u.a. an den Metrics % Litoral, % Epirhithral, Index Bioz. Region und % Metapotamal ablesen.

Wenn lediglich die Taxalisten der gemeinsam vorkommenden Substrate (Kies, Sand, Makrophyten, Schlamm) ausgewertet werden, zeigen sich deutliche Metricreaktionen, die hinsichtlich der Metricanzahl geringer sind, jedoch meist in eine ähnliche Richtung tendieren. Bezogen auf die Einflussfaktoren sind mit Ausnahme der Sukzession ähnliche Verhältnisse von positiven zu negativen Metricreaktionen feststellbar. Hier reagieren die Metrics deutlich positiver als bei der Analyse aller Substrate mit neun positiven und nur drei negativen Metricreaktionen. Ursache ist die positive Reaktion von fünf Diversitäts-Metrics, die im älteren renaturierten Abschnitt durchweg besser ausgeprägt sind. Dazu gehören neben der Anzahl der Gattungen und Familien auch der BMWP und der Dt. Saprobienindex neu und dessen Anzahl der Indikatortaxa. Die Bilanz der strömungsbezogenen Metrics ist auch hier negativ. Der Einflussfaktor Renaturierung „alt“ weist acht positive und keine negative Reaktion auf. Auch hier reagieren die bereits genannten Metrics der Großgruppen (vier) sowie die Diversitäts-Metrics Anzahl Gattungen, Anzahl Familien und der BMWP. Die Renaturierung „jung“ zeigt bei den Metrics der Zusammensetzung der Großgruppen im Gegensatz zur Auswertung auf Grundlage aller Substrate keine Reaktion. Jedoch reagieren wie auf Basis aller Substrate strömungsbezogene (2) und bewertungsrelevante (2) Metrics positiv und zeigen damit typspezifische Ausprägungen im jungen renaturierten Abschnitt an.

Es konnten somit deutliche Reaktionen bei zahlreichen Metrics verschiedener Gruppen sowie bei nur wenigen Taxa festgestellt werden. Auf Grundlage verschiedener Kriterien, wie u.a. des Signifikanzniveaus, wurden Indikator-Metrics und –Taxa ermittelt, die die Veränderungen durch die Renaturierungen am besten anzeigen (s. Kap. 6). Vor dem Hintergrund der im Niers-

einzugsgebiet noch bestehenden Belastungen (s. Kap. 3) wird deutlich, dass ökologische Wirkungen durch die Renaturierungen in Form hydromorphologischer Maßnahmen feststellbar sind. Die detaillierte Datengrundlage ermöglicht über die Feststellung ökologischer Wirkungen hinaus eine Ableitung von verbleibenden Defiziten und von Vorschlägen zu deren Reduktion. Damit stehen wichtige Grundlagen für die Planung und Umsetzung weiterer Renaturierungsmaßnahmen im Niers-einzugsgebiet sowie im Tiefland allgemein zur Verfügung. Eine weitere Reduzierung der stofflichen und strukturellen Belastungen könnte den Wirkungsgrad der Maßnahmen weiter erhöhen.

Ähnlichkeitsanalysen bestätigen, dass die eingetretenen Veränderungen durch die Renaturierungen im Hinblick auf die taxonomische Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos noch recht gering sind. Die höchsten Ähnlichkeiten der Dominanzidentität mit bis zu 80 % wurden zwischen dem älteren renaturierten und dem degradierten Abschnitt ermittelt. Ursache für die noch geringen Unterschiede in der Zusammensetzung der Makrozoobenthosbiozönosen in Bezug auf die dominanten Taxa könnten die geringe Zeitdauer nach Maßnahmenumsetzung, fehlende Wiederbesiedlungspotenziale und die weiterhin bestehenden Belastungen im Einzugsgebiet sein.

3. *Die Besiedlung des Makrozoobenthos in vergleichbaren Habitaten ist diverser in den renaturierten Abschnitten.*

➤ *Die Untersuchung stützt diese Hypothese teilweise.*

Der Vergleich der Besiedlung in den unterschiedlichen Substraten hat unabhängig von degradierten und renaturierten Abschnitten zunächst deutliche Unterschiede gezeigt, die auf substratspezifische Lebensgemeinschaften hindeuten. Die höchsten Taxazahlen konnten in den Substraten Totholz und Makrophyten vor Grobkies und Kies festgestellt werden. Die höchsten Abundanzen zeigten die Substrate Totholz vor Makrophyten, Schlamm und Grobdetritus. Daran wird auch die Bedeutung der organischen Substrate für eine typspezifische Besiedlung und die Diversität deutlich. Die größten Anzahlen positiv eingestufte Taxa finden sich in den Substraten Kies, Makrophyten und Grobkies. Die organischen Substrate unterscheiden sich in ihrer Besiedlung von den mineralischen Substraten. Totholz zeigt eine recht eigenständige Besiedlung.

Im statistischen Vergleich der vier Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm zwischen den renaturierten und dem degradierten Abschnitt weisen die mineralischen Substrate Kies und Sand in den renaturierten Abschnitten signifikant höhere Taxazahlen und Abundanzen auf als der degradierte Abschnitt. Während in diesen Substraten nur einzelne Taxa mit signifikant unterschiedlichen Individuenzahlen reagieren, sprechen – wie schon beim Abschnittsvergleich der Besiedlung (Kap. 6) – mehrere Metrics auf die Veränderungen durch die Renaturierungen an. Im Substrat Kies reagieren Metrics der verschiedenen Gruppen in den drei untersuchten

Einflussfaktoren überwiegend positiv im Sinne typspezifischer Ausprägungen. Die Veränderungen werden insbesondere durch Metrics der Großgruppenszusammensetzung (z.B. EPT Taxazahl, EPTCBO, Trichoptera %, Taxazahlen von Trichoptera, Ephemeroptera) und Diversitätsmetrics (z.B. Taxazahl, Abundanz, BMWP) indiziert. Im Substrat Sand wird vor allem der Einflussfaktor Renaturierung „alt“ durch positive Metricreaktionen aus der Gruppe der bewertungsrelevanten Metrics sowie Diversitätsmetrics angezeigt (z.B. Dt. Faunaindex 11/12 u. 11/12 (HK), Taxazahl, BMWP). Ursache für die verbesserte Besiedlung im Kies und Sand könnten die veränderten Substratanteile, das Auftreten weiterer hochwertiger und organischer Substrate (wie Grobkies, Totholz, Grobdetritus) und die gestiegene Habitatvielfalt sein. Anders als in den mineralischen Substraten Kies und Sand sind die Metricreaktionen in den organischen Substraten Makrophyten und Schlamm sehr gering. Damit sind diese Substrate in renaturierten und degradierten Abschnitten gleich besiedelt.

4. Die Besiedlung durch die Uferfauna ist in den renaturierten Abschnitten diverser als im degradierten Abschnitt

➤ *Die Untersuchung stützt diese Hypothese.*

Ziel der Untersuchung war es, die Uferfauna-Lebensgemeinschaften und ihre ökologischen Merkmale zwischen den untersuchten Abschnitten zu vergleichen und mögliche Indikator-Metrics zu ermitteln, die die Veränderungen durch die Renaturierungen anzeigen. Für die Laufkäfer wurden 34 Metric und für die Spinnen 26 Metrics im Hinblick auf signifikante Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen analysiert. Bisherige Untersuchungen betrachten neben den Taxa- und Individuenzahlen häufig Evenness und Shannon-Wiener Index als Diversitäts-Metrics sowie Anzahl und Anteil ripicoler Arten. Zusätzlich zu diesen Metrics wurden in der vorliegenden Arbeit weitere Metrics hinzugezogen, die Aussagen zur Habitatbindung, präferierten Pflanzenformationen und ökologischen Typen ermöglichen. Für die Laufkäfer kommen biologische Kenngrößen wie die Flügelausprägung und der Fortpflanzungstyp hinzu. Aufgrund des im Gewässertyp 12 nur lokalen Auftretens von Uferbänken mit Offenboden und der Dominanz von Arten der sehr feuchten, sumpfigen Ufer und Bruchwälder (LUA 2001b) sind Metrics betrachtet worden, die diese Charakteristika und damit das Auftreten von solchen Sumpfsarten (paludicolen Arten) abbilden können. Die Renaturierungsmaßnahmen bewirkten bei beiden Artengruppen (Laufkäfer, Spinnen) eine deutliche Zunahme u.a. der Taxazahlen, Individuenzahlen und der Anzahl der hygrobionten und hygrophilen Arten auf der Basis von Gesamttaxalisten der Gewässerabschnitte. Bei den Laufkäfern ist auch die Anzahl der ripicolen Arten stark (um 92 % bis 100 %) angestiegen. Die Gruppe der Spinnen zeigt zudem eine deutliche Zunahme der Anzahl stenotoper Arten.

Die statistischen Analysen auf Basis der Einzeltaxalisten der Gewässerabschnitte zeigen, dass anhand von zahlreichen weiteren Metrics überwiegend positive Veränderungen in der

Zusammensetzung der Biozöosen der Laufkäfer und Spinnen festgestellt werden konnten. Die Metrics hygrobionte/hygrophile Arten (Anzahl und Anteil) und Arten feucht-nasser Biotop (Anzahl und Anteil) spiegeln bei beiden Artengruppen die deutlich verbesserte Überflutungshäufigkeit und -dauer sowie die Entwicklung feuchtegeprägter Lebensräume wider. Das Auftreten bzw. die Zunahme ripicoler Arten indiziert die naturnahe Ausprägung der Uferlebensräume, wie flache Ufer, Uferbänke und breite amphibische Zonen. Signifikante Verbesserungen wurden auch bei den Artenzahlen, dem Shannon-Wiener Index (nur Laufkäfer) und den stenotopen Arten festgestellt, die eine größere Habitatvielfalt und das Auftreten von der ufer- und auentypischen Lebensräumen anzeigen.

Die zeitliche Entwicklung nach der Renaturierung spiegelt sich in den beiden Gruppen unterschiedlich wider. Während bei den Laufkäfern in erster Linie Reaktionen im Einflussfaktor Renaturierung „alt“ ermittelt wurden, zeigten die Spinnen auch in der jungen Renaturierung mit ihren hohen Anteilen von Offenbodenflächen mehrere Metricreaktionen. Laufkäfer weisen insgesamt eine größere Zahl von Metricreaktionen in der Sukzession auf, so dass auch mehrere potenzielle Indikatoren ermittelt werden konnten.

Die Untersuchung bestätigt die Eignung der Artengruppen der Laufkäfer und Spinnen als Indikatoren für die Naturnähe von Ufer- und Auenlebensräumen, die Vernetzung von Gewässern und Aue und damit für die aus Renaturierungen resultierenden Veränderungen. Beide Gruppen weisen typische Uferarten auf (ripicole Arten) sowie Indikatoren für feuchtegeprägte Lebensräume. Sie eignen sich zudem für die Indikation von Veränderungen der Überflutungsdynamik. Vor dem Hintergrund hoher Gefährdungsgrade von Arten der feuchtegeprägten und ripicolen Lebensräume kommt Renaturierungsmaßnahmen eine große Bedeutung für die Sicherung und Wiederherstellung der Biodiversität der Auen zu.

5. *Das Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet ist gering. Die weitere Besiedlung der renaturierten Abschnitte mit wertgebenden Taxa ist eingeschränkt.*

➤ *Die Untersuchung stützt diese Hypothese.*

In der vorliegenden Dissertation wurden Wiederbesiedlungs- und Artenpotenziale im Nierseinzugsgebiet analysiert, um die Möglichkeit weiterer Verbesserungen der Besiedlung in den renaturierten Abschnitten abschätzen zu können. Wiederbesiedlungspotenziale umfassen Messstellen bzw. Gewässerabschnitte mit einer „guten“ Besiedlung in Bezug auf die allgemeine Degradation oder einer großen Anzahl von Gütezeigern des Deutschen Faunaindex. Mit Artenpotenzialen dagegen sind auch Einzelvorkommen von wertgebenden Taxa wie Gütezeigern nach dem Deutschen Faunaindex und EPT-Taxa gemeint. Messstellen mit „guter Besiedlung“ nach der allgemeinen Degradation, die als Wiederbesiedlungspotenziale gelten können, kommen im Nierseinzugsgebiet nur vereinzelt vor. Die Analyse der Artenpotenziale

hat jedoch gezeigt, dass noch zahlreiche wertgebende, d.h. typspezifische Arten des Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet vorkommen.

Bei weiteren Verbesserungen der Habitatbedingungen durch hydromorphologische Maßnahmen können sich vor allem die wertgebenden Taxa im Niersunterlauf und ihren Zuflüssen weiter ausbreiten und zur Verbesserung der Besiedlung beitragen. Aufgrund von stofflichen Belastungen bestehen im Mittellauf der Niers Defizite in der Wasserqualität, die sich als „Störfilter“ negativ auf die Ausbreitung wertgebender Arten auswirken können. Im Oberlauf der Niers sind v.a. Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Reduzierung des Rückstaus nötig, um Verbesserungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos, aber auch der Fischfauna, zu erreichen. Von einer Ausbreitung dieser Taxa bzw. Artenpotenziale ist erst dann auszugehen, wenn weitere Verbesserungen der Gewässer im Einzugsgebiet hinsichtlich der Habitatausstattung, aber auch stofflichen Qualität erreicht werden. Eine Klassifizierung der Artenpotenziale hinsichtlich einer möglichen Erreichbarkeit der hier untersuchten Abschnitte erfolgt in Entfernungskategorien mit den Klassen bis fünf Kilometer, über fünf bis zehn Kilometer, über zehn bis 20 Kilometer und über 20 km (vgl. SUNDERMANN et al. 2011, POTTGIESSER, REHFELD-KLEIN 2011). Durch Überlagerung dieser mit den Ausbreitungshemmnissen im Einzugsgebiet kann die mögliche räumliche Ausbreitung von wertgebenden Taxa abgeschätzt werden.

Unter Berücksichtigung von Taxa aus räumlich naheliegenden Artenpotenzialen wurde eine Prognose der möglichen Entwicklung der renaturierten Abschnitte im Hinblick auf die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands aufgestellt. Dazu sind ausgewählte Taxa den Taxalisten der untersuchten Abschnitte hinzugefügt und Berechnungen mittels der ASTERICS-Software durchgeführt worden. Im Nierseinzugsgebiet zeigte sich bei der Bewertung der renaturierten Abschnitte mit ASTERICS, dass für den Typ 12 bei Berücksichtigung weiterer fünf wertgebender Taxa als Einzelvorkommen in den ermittelten Taxalisten selbst im degradierten Abschnitt und bei Vorhandensein zahlreicher Störzeiger der gute Zustand erreicht werden kann. Diese Ergebnisse sind im Vergleich mit der Bewertung und Einstufung der Taxa nach dem Typ 15 nicht ganz schlüssig. Die Niers entspricht heute hydromorphologisch eher dem Typ 15. Im Einzugsgebiet sowie in den untersuchten Abschnitten sind daher jeweils eine größere Anzahl von Gütezeigern und eine geringere Anzahl von Störzeigern des Typs 15 vertreten als nach der Einstufung des Typs 12. Dennoch wird für den Typ 12 der gute Zustand auch bei hoher Anzahl von Störzeigern schneller erreicht. Eine Überprüfung der Bewertung für den Typ 12 erscheint daher sinnvoll.

Durch die Entwicklung von Trittsteinen durch Renaturierungsmaßnahmen in der Nähe von Abschnitten mit Arten- und Besiedlungspotenzialen kann das Wiederbesiedlungspotenzial

gefördert und durch Anordnung dieser Trittsteine im Längsverlauf der Niers auch die Ausbreitung von wertgebenden Arten initiiert werden. Eine „Aktivierung“ von solchen Potenzialen ist somit durch den Strahlwirkungs- und Trittsteinansatz möglich, wie auch das Auftreten zusätzlicher Taxa in den hier untersuchten renaturierten Abschnitten zeigt.

Die Analyse der Belastungsfaktoren und der Wiederbesiedlungspotenziale hat gezeigt, dass eine Besiedlung der untersuchten Abschnitte mit weiteren wertgebenden Arten aus dem Oberlauf derzeit unwahrscheinlich ist und eher aus dem Unter- und Mittellauf mit seinen Zuflüssen Issumer Fleuth, Kervenheimer Mühlenfleuth, Kroonbeek/Kendel und Steinberger Ley erfolgen kann. Daher sind diese Bereiche für die Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen kurz- bis mittelfristig als prioritär zu betrachten.

Schlussfolgerungen

Die hydromorphologische Diversität verbesserte sich in den renaturierten Abschnitten in Richtung typspezifischer Ausprägungen. Die Neutrassierung der Niers innerhalb einer Ersatzauze ist damit zielführend. Dennoch sind verbleibende Defizite feststellbar, die ein gewisses Verbesserungspotenzial anzeigen, v.a. auf der Mikroebene. Die Substratdiversität veränderte sich noch nicht, trotz einer größeren Habitatvielfalt, zusätzlich auftretenden organischen und hochwertigen Substraten und größeren Flächenanteilen dieser typspezifischen Substrate.

Die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos reagierte sowohl auf der Ebene der Abschnitte, wie auch auf der Ebene der Substrate. Es waren positive Wirkungen anhand mehrerer Metrics ablesbar. Damit zeigten diese lokalen Maßnahmen trotz bestehender multipler Belastungen positive Wirkungen auf die Besiedlung. Es konnten potenzielle Indikatoren ermittelt werden, die die Veränderungen durch die unterschiedlich alten Renaturierungen sowie im Laufe der Sukzession anzeigen und unterscheiden. Negative Reaktionen deuten z.T. auf Defizite in der Maßnahmenumsetzung hin und indizieren somit Verbesserungspotenzial. Die geringen positiven Veränderungen in den Taxahäufigkeiten, ähnliche Dominanzverhältnisse und hohe Anzahlen von negativen Taxa sowie Störzeigern des Deutschen Faunaindex weisen auf die bestehenden Belastungen aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet hin. Die Artenzusammensetzung und einige Metricaussprägungen zeigen diese Belastungen an, sie lassen sich jedoch nicht nach Art und Umfang differenzieren.

Im Einzugsgebiet ist ein nur geringes Wiederbesiedlungspotenzial vorhanden, jedoch kann ein großes Artenpotenzial konstatiert werden, das mittel- bis langfristig – bei Umsetzung weiterer Maßnahmen - zur Verbesserung der Besiedlung beitragen kann. Für dessen Ermittlung war die Auswertung von Taxalisten zahlreicher Messstellen aus dem ganzen Einzugsgebiet notwendig. Neben einigen wenigen Gütezeigern (Typ 12, Typ 15) besteht dieses Artenpotenzial v.a. aus zahlreichen EPT-Taxa. Der gute ökologische Zustand für den Typ 12 erscheint in den untersuchten Abschnitten (nach ASTERICS 3.1.1) erreichbar zu sein.

Die Gruppen der Laufkäfer und Spinnen zeigen deutlich die positiven Maßnahmenwirkungen an, insbesondere die naturnahe Uferstruktur, die Auenanbindung und –dynamik sowie die autotypischen Habitate. Beide Gruppen sind sehr gut geeignet, die kurz- bis mittelfristigen Wirkungen anzuzeigen. Die Ergebnisse beider Artengruppen unterstreichen zudem die Bedeutung der Auen bei hydromorphologischen Maßnahmen und deren Beitrag zur Biodiversität der Auen. Es sind für beide Gruppen mehrere potenzielle Indikatoren ermittelt worden, anhand derer sich die Wirkung der Maßnahmen auf Ufer und Auen ablesen lassen.

Empfehlungen

Folgende Erkenntnisse und Hinweise lassen sich für die Umsetzung künftiger Renaturierungen sowie für weiteren Forschungsbedarf ableiten:

- Ziel der Maßnahmen sollte eine weitestmögliche Habitatverbesserung im Gerinne, an den Ufern und in der Aue sein. Die Aue ist zwingend mit zu berücksichtigen und ihre Funktion wiederherzustellen. Erreichbar sind diese Ziele durch den entsprechenden Lauftyp und die typspezifische Laufkrümmung und Breitenvarianz sowie geringe Einschnittstiefen. Die Totholz mengen sind zu erhöhen, Ufergehölze zu entwickeln und die typspezifischen Breiten für Gerinne und Entwicklungskorridor sind zugrunde zu legen. Im Typ 12 bzw. für die meisten Tieflandgewässer ist der Anteil organischer Substrate und Kies zu erhöhen.
- Die Durchführung eines maßnahmenbezogenen Monitorings als Vorher-Nachher-Untersuchung ist sehr wichtig für das Verständnis der Wirkungen von hydromorphologischen Maßnahmen. Es sind daraus Datensätze zu erstellen die möglichst verschiedene Gewässertypen und unterschiedliche Arten von Maßnahmen abdecken.
- Zur Untersuchung der Wirksamkeit bzw. des „Erfolgs“ von Renaturierungsmaßnahmen ist ein standardisiertes Verfahren zu entwickeln, das vergleichbare Ergebnisse liefert (DAHME et al. 2013b). Dazu können die hier angewandten Methoden und ermittelten potenziellen Indikatoren herangezogen werden.
- Diese sollten an verschiedenen Gewässertypen getestet und ihre Eignung als Indikatoren für Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen überprüft werden. Es sind jeweils Zielgrößen und zu erreichende Wertespannen für die quantitative Bewertung zu ermitteln.
- Für die Gruppen der Laufkäfer und Spinnen liegen keine Bewertungsverfahren für Ufer- und Auenlebensräume vor. Ihre Indikatoreignung konnte unterstrichen werden. Für die potenziellen Indikatoren sind Zielgrößen zu ermitteln.

- Zur Bewertung hydromorphologischer Indikatoren in Renaturierungen und für eine gezieltere Maßnahmenplanung und –umsetzung sind genaue Angaben typspezifischer Substratanteile und der Varianz von Wassertiefe, Breite und Fließgeschwindigkeit sowie Art und Häufigkeit von Mesostrukturen notwendig (DAHM et al. 2013b).
- Es sind Maßnahmen größerer Längenausdehnung sowie Maßnahmen im Verbund umzusetzen sowie deren Wirkungen zu untersuchen zur Verbesserung des Kenntnisstandes der Wirkungen komplexer Maßnahmen.
- Trittsteinmaßnahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen wertgebender Arten im Einzugsgebiet sind nötig zur Entwicklung größerer Populationen und Gewährleistung ihrer Ausbreitung.
- Vergleichende Untersuchungen von baulichen Maßnahmen und eigendynamischen Maßnahmen sind sinnvoll, um deren Wirksamkeit im Hinblick auf die Qualität, Quantität und die zeitliche Entwicklung (Zielerreichung nach EU-WRRL bis spätestens 2027) vergleichen zu können. Gewässer in Sandgebieten sind z.B. von solchen in kohäsivem Material zu unterscheiden.
- Durch Einzugsgebietsanalysen im Hinblick auf vorhandene Wiederbesiedlungs- und Artenpotenziale können Aussagen zur möglichen Zielerreichung getroffen und Hinweise für die Maßnahmenlokalisierung und –priorisierung abgeleitet werden. Dazu ist auch die Analyse der Belastungsfaktoren und deren räumliche Lage und Ausdehnung notwendig.
- Zur Detektion von weiteren Belastungen, die die Wirkung von Renaturierungen überdecken, sind geeignete Indikatoren (v.a. für Makrozoobenthos) zu ermitteln, die im Zuge von Monitoringuntersuchungen erfasst werden können und für die Interpretation von Ergebnissen bedeutsam sind.
- Wesentliches Ziel von Monitoringuntersuchungen bzw. Erfolgskontrollen muss die Kausalanalyse von Ursache und Wirkung sein sowie die Ableitung von Verbesserungspotenzialen für künftige Maßnahmen anhand verschiedener hydromorphologischer und biologischer Indikatoren (aquatisch, terrestrisch).
- Durch Wiederholungsuntersuchungen der Niersabschnitte in Geldern-Pont könnten langfristige Entwicklungen von Renaturierungen (ab 2013: 13 Jahre seit Maßnahmenumsetzung = Reifephase) und Trends sowie möglicherweise Hinweise auf eine Trendumkehr ermittelt werden. Die Eignung der potenziellen Indikatoren für ältere Renaturierungsmaßnahmen ließe sich überprüfen und Erkenntnisse für die Zielerreichung bis 2027 gewonnen werden.
- Der „Erfolg“ von Renaturierungsmaßnahmen ist zu definieren. Dazu sind ggf. auch Kriterien wie Ökosystemdienstleistungen, die Biodiversität, der Wert für die Erholungsnutzung u.a. heranzuziehen.

11 ZUSAMMENFASSUNG

Hintergrund

Durch die Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) im Jahr 2000 (EG 2000) sollen nun die bestehenden Defizite an den Gewässern behoben und der „gute ökologische Zustand“ für die ausgewiesenen Wasserkörper bis zum Jahr 2015 erreicht werden. Dieses Ziel wird in Deutschland für etwa vier Fünftel der Fließgewässer in erster Linie aufgrund hydromorphologischer Defizite nicht erreicht werden. Organische Belastungen dagegen treten nur noch in einem Drittel der Gewässer auf (BMU 2005, 2010). In Europa insgesamt wird der gute ökologische Zustand an bis zu 90 % der Fließgewässer nicht erreicht werden (ICPDR 2005, ICPR 2005). Daraus resultiert die Notwendigkeit für die Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen (MUNLV 2009b, 2009c). In vielen Ländern ist die Wiederherstellung der Fließgewässersysteme bereits eine wichtige Aufgabe geworden. Auch sind inzwischen zunehmend Maßnahmen zur ökologischen Umgestaltung und Renaturierung umgesetzt worden (WARD et al. 2001, SHIELDS et al. 2003, MALAKOFF 2004, BERNHARDT et al. 2005, GILLER 2005, ALEXANDER, ALLAN 2007).

Ob aber renaturierte Abschnitte positive ökologische Wirkungen entfalten und damit die Funktion von „Strahlursprüngen“ (LANUV 2011) erfüllen können, wurde bislang wenig untersucht. Monitoring und Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen sind nach wie vor noch kein Standard und es gibt nur wenige systematische und langjährige Erfolgskontrollen (HENRY et al 2002, MOERKE, LAMBERTI 2004, MUNLV 2005 b, DICKHAUT 2006, ALEXANDER, ALLAN 2007, BERNHARD, PALMER 2011). Ohne fundierte Monitoringuntersuchungen, die auf Grundlage fachlicher Kriterien den Erfolg von Renaturierungen ermitteln, kann aber die ökologische und finanzielle Effizienz von Maßnahmen zur Renaturierung nicht beurteilt werden (ALEXANDER, ALLAN 2007).

Die morphologische Wirksamkeit von Maßnahmen zur Renaturierung konnte inzwischen durch zahlreiche Untersuchungen belegt werden (LEPORI et al. 2005, JÄHNIG et al. 2009 a, b). Häufig wurden eine erhöhte Habitat- und Strukturvielfalt im Gewässer (MUOTKA et al. 2002, MOERKE et al. 2004) und in den Auen (ROHDE et al. 2004) festgestellt. Dabei spielt der Einsatz von Totholz eine große Rolle (KAIL et al. 2007). Andere Studien legen dar, dass sich die umgesetzten hydromorphologischen Maßnahmen häufig nicht oder nur in geringem Umfang auf die Besiedlung auswirken (SUNDERMANN et al. 2009, LOUHI et al. 2011).

Für Tieflandflüsse fehlen vergleichbare, detaillierte Untersuchungen bislang weitgehend (z.B. JANUSCHKE et al. 2009, JÄHNIG et al. 2010, LORENZ, JANUSCHKE 2011), so dass für diese Gewässer wenige Erkenntnisse zur ökologischen Wirksamkeit von Maßnahmen vorliegen (KAIL, WOLTER 2011).

Durch die vorliegende Dissertation sollten die Erkenntnisse zur Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf die Hydromorphologie und die Besiedlung (Makrozoobenthos, Laufkäfer, Spinnen) von Tieflandfließgewässern verbessert werden. Anhand eines Fallbeispiels vergleicht sie zwei unmittelbar aneinander angrenzende renaturierte Gewässerabschnitte an der Niers (Teileinzugsgebiet Maas-Nord) mit einem degradierten Abschnitt im Hinblick auf ihre zeitlich-räumliche Entwicklung. Es wurden Vorher-Nachher-Untersuchungen sowie Mit-Ohne-Untersuchungen durchgeführt, deren Bedeutung für die Ermittlung der ökologischen Wirkungen häufig betont wurde (KONDOLF 1998, JUNGWIRTH et al. 2002, BERNHARDT et al. 2007).

Ziel der Dissertation war es, die hydromorphologischen und biologischen Auswirkungen von Renaturierungen an einem Tieflandfluss detailliert qualitativ und quantitativ zu erfassen und zu beurteilen. Dadurch werden Erkenntnisse für die Planung und Umsetzung sowie Optimierung von Maßnahmen gewonnen und Hinweise für die Durchführung von Erfolgskontrollen weiterer Renaturierungsprojekte gegeben. Es wurden hydromorphologische und biologische Indikatoren abgeleitet, die die Wirkungen von Renaturierungen anzeigen. Diese Indikatoren können bei künftigen Untersuchungen als „Schnellindikatoren“ angewendet werden. Sie tragen dazu bei, „Erfolge“ von Renaturierungen schon frühzeitig anzuzeigen, auch wenn der gute ökologische Zustand noch nicht erreicht wurde.

Ausgangspunkt der Untersuchungen waren die bisherigen Erkenntnisse zu hydromorphologischen Wirkungen von Renaturierungen an Mittelgebirgs- und Tieflandflüssen (u.a. WOLFERT 2001, ROHDE et al. 2004, KAIL et al. 2007, LORENZ, et al. 2009, JÄHNIG et al. 2009, MILLER et al. 2010, JANUSCHKE, LORENZ 2011), die aufzeigen, dass sich die renaturierten Abschnitte von den degradierten Abschnitten v.a. in Bezug auf morphologische Parameter und Prozesse unterscheiden, wie u.a. durch:

- die Verbesserung eigendynamischer Prozesse (u.a. Feststoffdynamik),
- die Zunahme der Breiten- und Tiefenvarianz,
- die Zunahme der Variabilität von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe,
- die Zunahme der Anzahl und Diversität hydromorphologischer Strukturen in Gewässer und Aue,
- die Zunahme der Habitatvielfalt, -qualität, -quantität,
- die Zunahme von Sedimentationsbereichen mit feinen Sedimenten u organischen Substraten.

Ob sich die hydromorphologischen Veränderungen auch in der Besiedlung widerspiegeln wurde anhand der hier angewandten detaillierten Untersuchungsmethodik überprüft. Auf Basis vorliegender Erkenntnisse (u.a. JANUSCHKE et al. 2009, LORENZ et al. 2009, LORENZ, JANUSCHKE 2011) wurden Veränderungen erwartet wie:

- die Zunahme der Taxa-, Individuenzahlen und Diversität des Makrozoobenthos,
- Verbesserungen weiterer Metrics des Makrozoobenthos in Richtung typspezifischer Ausprägungen
- die Zunahme der Gesamttaxazahl und Diversität der Laufkäfer und Spinnen
- Verbesserungen weiterer Metrics der Uferfauna.

Im Mittellauf der Niers, im Bereich der Ortschaft Geldern-Pont, wurden in den Jahren 2005 bis 2007 Untersuchungen zur Hydromorphologie, zum Makrozoobenthos und zur Uferfauna durchgeführt. Die Niers ist als organisch geprägter Fluss (Typ 12) und HMWB-Gewässer einzuordnen. Gegenstand der Untersuchungen waren zwei renaturierte Abschnitte, die zum Zeitpunkt der Erhebungen ein bzw. sechs Jahre alt waren sowie ein degradierte Abschnitt. In den renaturierten Abschnitten wurde der Niersverlauf neu trassiert und eine Ersatzau mit Alt- und Kleingewässern, Altarmen und weiteren Strukturelementen angelegt, so dass die eigendynamische Entwicklung möglich wird. Diese war im degradierten, gestreckten Abschnitt durch Uferverbau und hohe Einschnittstiefen unterbunden.

Grundlage für die Analysen stellten detaillierte Datenaufnahmen der hydromorphologischen Bedingungen sowie der Besiedlung des Makrozoobenthos, der Laufkäfer und Spinnen dar, um dadurch auch geringfügige Veränderungen durch die Renaturierungsmaßnahmen identifizieren zu können. Es wurden dazu die hydromorphologischen Veränderungen auf Abschnitts-, Struktur- und Habitatebene untersucht. Auch der Vergleich der Besiedlung der degradierten und renaturierten Abschnitte erfolgte auf verschiedenen Ebenen (ökologischer Zustand, Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften, einzelne Taxa und Metrics) und geht damit über bisherige Betrachtungen hinaus. Es wurden die Reaktionen der Besiedlung herausgearbeitet, die sich bei unverändert bestehenden Einflüssen aus dem Einzugsgebiet (s. Kap. 3) eingestellt haben.

Um die Ergebnisse für das Makrozoobenthos zu bewerten sowie Aussagen zur weiteren Entwicklung der Besiedlung treffen zu können, sind die bestehenden Belastungen im Einzugsgebiet der Niers und das vorhandene Wiederbesiedlungs- sowie Artenpotenzial (Kap. 9) analysiert worden. Durch die Betrachtung der Uferfauna anhand der terrestrischen Gruppen der Laufkäfer und Spinnen konnten die ökologischen Wirkungen der umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen auch auf die Ufer- und Auenbereiche des Gewässers ermittelt werden und damit eine umfassendere Bewertung erfolgen.

Folgende **Arbeitshypothesen** wurden aufgestellt und überprüft:

1. *Hydromorphologische Parameter sind in den renaturierten Abschnitten auf allen Skalen diverser als im degradierten Abschnitt*
2. *Die Besiedlung des Makrozoobenthos weist Unterschiede zwischen den renaturierten und dem degradierten Abschnitt auf - die renaturierten Abschnitte zeigen Anzeichen für eine verbesserte, typspezifischere Besiedlung*
3. *Die Besiedlung des Makrozoobenthos in vergleichbaren Habitaten ist diverser in den renaturierten Abschnitten*
4. *Die Besiedlung durch die Uferfauna ist in den renaturierten Abschnitten diverser als im degradierten Abschnitt*
5. *Das Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet ist gering. Die Besiedlung der renaturierten Abschnitte mit weiteren wertgebenden Taxa ist eingeschränkt.*

Methoden und Ergebnisse

1. Hydromorphologie im Vergleich renaturiert - degradiert

In den drei Gewässerabschnitten wurden entlang von äquidistanten Transekten, die quer zur Fließrichtung verlaufen, makro-, meso- und mikroskalige Parameter aufgenommen. Als makroskalige Parameter wurden die bordvolle Breite, Einschnittstiefe, der Windungsgrad und die Uferlänge ermittelt. Zu den mesoskaligen Parametern gehören die Breite der amphibischen Zone, Art und Anzahl von Sohl-, Ufer- und Auenstrukturelementen und die Breiten von Ersatzau, Gewässerrandstreifen und Wasserspiegel (bei MNW). Die mikroskaligen aquatischen Habitatbedingungen sind für jeden Abschnitt an zahlreichen Messpunkten (zwischen 316 und 574) entlang der Transekte anhand der Parameter Substrat, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit untersucht worden. Es wurden fünf mineralische (Grobkies, Kies, Sand, Lehm/Ton, Steinschüttung) und sechs organische Substrate (Makrophyten, Totholz, Grob- und Feindetritus, Schlamm, Algen) unterschieden. Auf Grundlage dieser Datenerfassungen wurden 14 hydromorphologische Kenngrößen (Metrics) für die drei untersuchten Niersabschnitte berechnet.

Die hydromorphologischen Merkmale der untersuchten Gewässerabschnitte wurden auf Basis der Daten aus 2005 auf den drei räumlichen Ebenen verglichen. Die renaturierten Abschnitte zeigten dabei eine deutlich erhöhte makro- und mesoskalige Struktur- und Habitatvielfalt. Die Uferlänge steigt um das 1,3 bis 1,5fache an, die Breite der amphibischen Zonen um den Faktor 3,3 bis 3,8. Die Anzahlen der Sohl-, Ufer- und Auenstrukturen sind um ein Vielfaches angestiegen und die Breite der Gewässerrandstreifen um das 1,9 bis 3,6 fache. Die Ergeb-

nisse der untersuchten Metrics spiegeln auch die Art und Ausgestaltung der Renaturierungsmaßnahmen wider, wie z.B. die bordvolle Breite und Wasserspiegelbreite, die in der jungen Renaturierung größer angelegt wurden (+33 %).

Auf der Mikroebene waren die Unterschiede deutlich geringer. Diversität-Indices (Shannon-Wiener-Index und Spatial-Diversity-Index) für die Substratverteilung reagierten (noch) nicht. Allerdings wies die junge Renaturierung eine verringerte Wassertiefe, die ältere Renaturierung eine verringerte Fließgeschwindigkeit auf. Positiv zu bewerten sind die Anstiege der Anteile organischer (Makrophyten, Detritus, Totholz) und hochwertiger Substrate (Kies, Grobkies) sowie eine höhere aquatische Habitatvielfalt.

Mehrere der signifikant reagierenden Metrics eignen sich als Indikatoren, die auch frühzeitige Wirkungen der Renaturierungen auf die Hydromorphologie anzeigen (MATTHEWS et al. 2010, HERING et al. 2011). Sie können somit zur Dokumentation des Maßnahmen Erfolgs herangezogen werden und tragen dadurch zur Verbesserung der Akzeptanz von Maßnahmen bei. Vor allem in den Metrics der Makroebene spiegeln sich die baulichen Maßnahmen wider. Diese Metrics sind,

auf der Makroebene: Windungsgrad, Uferlänge, Einschnittstiefe, Bordvolle Breite;

auf der Mesoebene: Breite der amphibischen Zone, Anzahl der Sohl-, Ufer-, Auenstrukturen, Breite von Ersatzau und Gewässerrandstreifen, Wasserspiegel Breite (bei MNW);

auf der Mikroebene: Anteile organischer Substrate (wie %-Anteil CPOM, %-Anteil Totholz, %-Anteil Makrophyten), Anteile hochwertiger Substrate (wie %-Anteil Akal, %-Anteil Mikrolithal), mittlere Fließgeschwindigkeit (im Querprofil) und aquatische Habitatvielfalt (Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat).

Die Hypothese „*Hydromorphologische Parameter sind in den renaturierten Abschnitten auf allen Skalen diverser als im degradierten Abschnitt*“ wird durch die Ergebnisse gestützt.

2. Makrozoobenthos-Biozöosen auf Abschnittsebene im Vergleich renaturiert - degradiert

In den drei Niersabschnitten wurden in den Jahren 2005 bis 2007 insgesamt 251 substratspezifische Makrozoobenthos-Aufnahmen mit Hilfe eines Surber-Sampler (25 cm x 25 cm, 0,5mm Maschenweite) durchgeführt. Die häufigen, sowohl in den renaturierten wie im degradierten Abschnitt auftretenden Substrate sind jeweils achtmal (renaturiert „alt“ und degradiert: 2005, 2006; renaturiert „jung“: 2007) beprobt worden. Zur Erstellung einer Gesamtaxa-liste für die jeweiligen Niersabschnitte wurden die Teillisten der verschiedenen Substrattypen unter Berücksichtigung der im Freiland erfassten Flächenanteile rechnerisch zu einer Gesamtprobe vereinigt. Die Makrozoobenthoszöosen der degradierten und renaturierten Abschnitte wurden mittels Ähnlichkeitsanalysen (Renkonen'sche Zahl) verglichen.

Mittels ANOVA sowie U-Test nach Mann-Whitney sind darüber hinaus die ökologischen Merkmale der Makrozoobenthosbiozönosen anhand von 46 Metrics und 60 Taxa untersucht worden, die die funktionellen Beziehungen zwischen den Organismen und ihrem Lebensraum beschreiben. Die Metrics sind in die Gruppen substratbezogene Metrics, strömungsbezogene Metrics, bewertungsrelevante Metrics, Metrics der Zusammensetzung der Großgruppen, Ernährungstypen-Metrics und Diversitäts-Metrics unterteilt worden. Anhand der Richtung der Metricreaktion und der vorher definierten erwarteten Reaktion konnte eine Bewertung der Wirksamkeit sowie der Maßnahmen erfolgen. Eine positive Reaktion, d.h. eine Übereinstimmung von gemessener und erwarteter Reaktion deutet an, dass sich die verbesserte hydromorphologische Diversität auch in den biologischen Metrics ausdrückt. Fehlende Reaktionen zeigen an, dass die Wirkung der Maßnahme nicht ausreicht, um sich in dem Metric niederzuschlagen, oder der Metric für die Indikation von hydromorphologischen Veränderungen nicht geeignet ist. Eine negative Reaktion kann auf Defizite in der Maßnahmenumsetzung hindeuten.

Zur Identifikation von Veränderungen durch die Maßnahmen wurden die Daten in Bezug auf die Einflussfaktoren Renaturierung „jung“, Renaturierung „alt“ und Sukzession differenziert. Um den Einfluss jahreszeitlich bedingter Veränderungen auf die festgestellten Reaktionen ausschließen zu können, wurde der Einflussfaktor „jährliche Variabilität“ mit betrachtet.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Renaturierungsmaßnahmen zu ersten positiven Veränderungen der Makrozoobenthosbiozönosen geführt haben. Diese Veränderungen drücken sich in erster Linie in der Reaktion verschiedener Metrics aus, weniger dagegen in der Reaktion einzelner Taxa. Die Renkonen-Ähnlichkeiten der Lebensgemeinschaften sind vor allem im Einflussfaktor Renaturierung „alt“ mit 61 % bis 80 % sehr hoch. Die Werte für die junge Renaturierung und Sukzession liegen darunter, so dass eine Angleichung an die degradierten Verhältnisse oberhalb festzustellen ist und damit übergeordnete Einflüsse eine maßgebliche Rolle für die Zusammensetzung des Makrozoobenthos spielen.

Mehrere Metrics eignen sich als potenzielle Indikatoren, die sich in Folge der Renaturierungen verändern und deren Wirkungen widerspiegeln. Sie wurden aus den Ergebnissen der Untersuchungen aller Substrate sowie nur der gemeinsamen Substrate abgeleitet.

Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** verändern:

- | | |
|------------------------|----------------------------------|
| • Trichoptera Taxazahl | • Dt. Faunaindex 15/17, und (HK) |
| • Trichoptera % | • % Phytal |
| • Trichoptera (Abund.) | • Rheoindex (HK) |
| • EPTCBO | • Dt. Saprobienindex neu |
| • Epi-, Metarhithral | • Abundanz |

Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** und z.T. auch **zeitlichen Entwicklung** verändern:

- | | |
|-----------------|--------------------|
| • EPT % (HK) | • Anzahl Familien |
| • EPT Taxazahl | • Anzahl Gattungen |
| • EPT/Diptera | • BMWP |
| • % Metapotamal | • % Akal |

Auch die Metrics Taxazahl und Anzahl typischer (positiver) Fließgewässertaxa zeigen durch Zunahme positive Reaktionen in den Renaturierungen. Von den untersuchten Taxa zeigen *Psychomyia pusilla*, *Heptagenia sulphurea*, *Baetis vernus*, *Hydroptila* sp. und *Ischnura elegans* positive Reaktionen auf die Renaturierungen.

Die für die Einflussfaktoren ermittelten potenziellen Indikatormetrics können zur Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit und zur Dokumentation des Maßnahmen Erfolgs herangezogen werden. Eine Wiederholung der durchgeführten Untersuchungen könnte weitere Erkenntnisse zur Metriceignung und Langzeitreaktionen liefern.

Die Hypothese „Die Besiedlung des Makrozoobenthos weist Unterschiede zwischen den renaturierten und dem degradierten Abschnitt auf - die renaturierten Abschnitte zeigen Anzeichen für eine verbesserte, typspezifischere Besiedlung“ wird durch die Ergebnisse unterstützt.

3. Substratspezifische Makrozoobenthos-Biozönosen

Es konnten positive Metricreaktionen im Vergleich der renaturierten und degradierten Abschnitte nachgewiesen werden, die auch bei einem ausschließlichen Vergleich der zwischen diesen Abschnitten gemeinsamen Substrate Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm auftreten. Das legt nahe, dass sich diese Substrate auch im Einzelvergleich zwischen renaturierten Abschnitten und degradiertem Abschnitt unterscheiden. Ziel der Untersuchungen war daher die Ermittlung möglicher substratspezifischer Veränderungen der Besiedlung des Makrozoobenthos zwischen degradierten und renaturierten Abschnitten. Darüber hinaus wurde die Besiedlung der Substrate untereinander verglichen. Dadurch konnte ermittelt werden, welche Substrate besonders gut besiedelt sind und daher durch Renaturierungsmaßnahmen wieder herzustellen sind.

Insgesamt wurden für diese Auswertung 152 substratspezifische Makrozoobenthos-Aufsammlungen aus den Substraten Kies, Sand, Makrophyten und Schlamm herangezogen. Die Berechnungen der einzelnen Metrics und die weiteren Analysen erfolgten analog zur Vorgehensweise beim Vergleich der Gewässerabschnitte (Kap. 6). Es wurde festgestellt, dass die Substrate Grobkies und Kies, Totholz und Makrophyten die höchsten Taxazahlen aufweisen und Totholz eine recht eigenständige Besiedlung besitzt. Sie weisen zusätzliche Taxa auf, die in keinem anderen Substrat und nicht im degradierten Abschnitt vorkommen.

Hinsichtlich der Abundanzen wurden im Substrat Totholz die höchsten Werte ermittelt vor den Substraten Makrophyten, Schlamm und Grobdetritus.

Die vier in den untersuchten Gewässerabschnitten gemeinsam vorkommenden Substrate unterscheiden sich hinsichtlich der Ausprägung zahlreicher Metrics. Für die Substrate Makrophyten, Kies und Schlamm konnten jeweils Taxa ermittelt werden, die Präferenzen für diese Substrate zeigen. Damit könnte die Verschiebung der Substratanteile in den renaturierten Abschnitten auch zu einer Veränderung der bewertungsrelevanten Metrics und damit zu einer Änderung der ökologischen Zustandsbewertung führen. Auf Basis einzelner Substrate zeigen sich positive Veränderungen des Makrozoobenthos in erster Linie in den Substraten Kies und Sand. Damit deutet sich an, dass die ermittelten Verbesserungen von Metricausprägungen in den Substraten der renaturierten Abschnitte auf die Besiedlung der zusätzlichen angrenzenden, hochwertigen Substrate zurückgehen könnten. Signifikante positive Veränderungen treten im Substrat Sand v.a. beim Einflussfaktor Renaturierung „alt“ auf. Neben der Taxazahl steigen auch die Werte für den BMWP und die Häufigkeitsklassen und Indikatortaxa des deutschen Faunaindex für den Typ 11/12 an.

Die deutlichsten Wirkungen zeigen sich im Substrat Kies, in dem alle Einflussfaktoren mehrere positive Metricreaktionen zeigen. Dazu gehören beim Einflussfaktor Renaturierung „alt“ die EPT-Taxa, EPTCBO, Taxazahl, Abundanz und BMWP. Die Renaturierung „jung“ reagiert durch Zunahmen der Metrics Taxazahl der Trichoptera, Trichoptera %, Anteil der Phytalbesiedler und Deutscher Faunaindex Typ 15/17 (HK). Positiv im Einflussfaktor Sukzession entwickelten sich die Metrics Anzahl Ephemeroptera-Taxa, Anteil Kiesbesiedler und der deutsche Saprobienindex neu. Nachfolgend werden die wesentlichen Kandidatenmetrics, die auf der Substratebene signifikant auf die Renaturierungsmaßnahmen reagieren und bei weiteren Untersuchungen von Renaturierungen zu testen wären, vorgeschlagen.

Metrics, die sich infolge der **Renaturierung** verändern:

- | | |
|--|-----------------------------------|
| • Trichoptera Taxazahl | • EPT Taxazahl |
| • Trichoptera % | • EPTCBO |
| • % Phytal | • Ephemeroptera Taxazahl |
| • % Psammal | • Dt. Saprobienindex neu |
| • % Rheo-limnophil | • Dt. Saprobienindex neu Ind.Taxa |
| • BMWP | • Taxazahl |
| • Dt. Faunaindex Typ 11/12 (HK, und Ind. Taxa) | • Dt. Faunaindex Typ 15/17 (HK) |
| • Abundanz | |

Zur Erfassung von Verbesserungen der aquatischen Besiedlung eignet sich der Vergleich von jeweils gleichen Substrattypen zwischen renaturierten und degradierten Abschnitten. Für die

praktische Anwendung im Rahmen von Erfolgskontrollen mit eher begrenztem Aufwand wird eine Beschränkung auf gemeinsam auftretende, häufigere Substrate bzw. die vergleichende Untersuchung von ein oder zwei dominierenden Substraten vorgeschlagen. Da vor allem im Tiefland in den degradierten Gewässerstrecken organische und weitere hochwertige Substrate (v.a. Totholz, Kies, Grobdetritus, Grobkies) weitgehend fehlen, jedoch in der Regel besonders gut besiedelt sind, ist eine Erfassung der Besiedlung dieser Substrate bedeutsam, um die zusätzlichen Taxa sowie ggf. weitere positive Metrierausprägungen erfassen zu können. Die Hypothese „*Die Besiedlung des Makrozoobenthos in vergleichbaren Habitaten ist diverser in den renaturierten Abschnitten*“ wird durch die Ergebnisse teilweise unterstützt.

4. Uferfauna-Biozönosen im Vergleich renaturiert - degradiert

Die hier untersuchten Artengruppen der Laufkäfer und Spinnen gehören nicht zu den biologischen Qualitätskomponenten nach EU-WRRL und sind daher nicht bewertungsrelevant für die Beurteilung des Gewässers bzw. Wasserkörpers. Sie sind jedoch als Indikatoren für die Naturnähe von Ufer- und Auenlebensräumen, für die Vernetzung von Gewässer und Aue und damit auch für die aus Renaturierungen resultierenden Veränderungen dieser Lebensräume sehr gut geeignet. Beide Gruppen weisen mehrere typische Uferarten auf (ripicole Arten) sowie Indikatoren für feuchtegeprägte Lebensräume. Sowohl Laufkäfer als auch Spinnen werden als sehr gute Indikatoren für die Bewertung der Formen- und Habitatvielfalt, des Wasserhaushalts und der Dynamik angesehen (KOENZEN 2005). Vor dem Hintergrund hoher Gefährdungsgrade von Arten der feuchtegeprägten und ripicolen Lebensräume kommt Renaturierungsmaßnahmen eine große Bedeutung für die Sicherung und Wiederherstellung der Biodiversität der Auen zu.

In den Jahren 2006 und 2007 wurde die Laufkäfer- und Spinnenfauna in den renaturierten Abschnitten und dem degradierten Abschnitt jeweils einmalig im Zeitraum Ende April bis Mitte Mai untersucht. Die Erfassung erfolgte mittels Barberfallen und lokal auch durch Handaufsammlungen mittels Exhaustor. Die Auswertungsmethodik entspricht der Vorgehensweise beim Makrozoobenthos. Für die Laufkäfer wurden 34 Metrics, für die Spinnen 26 Metrics ermittelt und im Hinblick auf signifikante Reaktionen auf die Renaturierungsmaßnahmen analysiert.

Die Renaturierungsmaßnahmen bewirkten bei beiden Artengruppen eine deutliche Zunahme der Taxazahlen, Individuenzahlen und der Anzahl der hygrobionten/hygrophilen Arten auf der Basis von Gesamttaxalisten der Gewässerabschnitte. Bei den Laufkäfern ist auch die Anzahl der ripicolen Arten stark (um 92 % bis 100 %) angestiegen. Die Gruppe der Spinnen zeigt u.a. eine deutliche Zunahme der Anzahl stenotoper Arten sowie der Freiflächenarten.

Die statistischen Analysen auf Basis der Einzeltaxalisten der Gewässerabschnitte zeigen, dass anhand von zahlreichen weiteren Metrics überwiegend positive Veränderungen in der Zusammensetzung der Biozönosen der Laufkäfer und Spinnen festgestellt werden konnten. Die Metrics hygrobionte/hygrophile Arten (Anzahl und Anteil) und Arten feucht-nasser Biotope (Anzahl und Anteil) spiegeln die deutlich verbesserte Überflutungshäufigkeit und -dauer sowie die Entwicklung feuchtegeprägter Lebensräume wider. Das Auftreten bzw. die Zunahme ripicoler Arten indiziert die naturnahe Ausprägung der Uferlebensräume. Signifikante Verbesserungen wurden auch bei den Artenzahlen, dem Shannon-Wiener Index (nur Laufkäfer) und den stenotopen Arten festgestellt, die eine größere Habitatvielfalt der ufer- und auentypischen Lebensräume anzeigen.

Die zeitliche Entwicklung nach der Renaturierung spiegelt sich in den beiden Gruppen unterschiedlich wider. Während bei den Laufkäfern in erster Linie Reaktionen im Einflussfaktor Renaturierung „alt“ ermittelt wurden, zeigten die Spinnen auch in der jungen Renaturierung mit ihren hohen Anteilen von Offenbodenflächen mehrere Metricreaktionen. Laufkäfer weisen insgesamt stärkere Reaktionen durch die Renaturierungen auf, so dass auch mehrere Indikatoren ermittelt werden konnten. Als wesentliche Metrics der 1. Priorität, die signifikant auf die Renaturierungsmaßnahmen reagierten und an weiteren Renaturierungen zu testen wären, werden hier nachfolgende vorgeschlagen.

Indikatormetrics, die sich durch die **Renaturierung** und z.T. auch **zeitliche Entwicklung** verändern:

Laufkäfer

- Artenzahl
- Shannon-Wiener Index
- Individuenzahl
- Anzahl / Anteil Arten feucht-nasser Biotope
- Anzahl / Anteil Arten der veg.armen Ufer (ripicole Arten)
- Anzahl / Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren
- Anzahl / Anteil hygrobionter, -philer Arten
- Anzahl / Anteil stenotope Arten
- Anteil eurytoper Arten
- Anzahl makroptere Arten
- Anzahl / Anteil Frühjahrsbrüter
- Anzahl / Anteil Rote Liste Arten

Spinnen

- Anzahl / Anteil Arten feucht-nasser Biotope
- Anteil Arten der Äcker und Ruderalfluren
- Anteil eurytope Arten
- Anzahl hygrobionter, -philer Arten
- Anteil xerobionter, -philer Arten

Die Metrics können zur Dokumentation des Maßnahmenerfolgs und für die Beurteilung der ökologischen Maßnahmenwirksamkeit in den Land-Wasser-Übergangsbereichen sowie Gewässerauen herangezogen werden. Es hat sich gezeigt, dass neben den ripicolen Arten im

Tiefland auch die paludicolen Arten analysiert werden sollten, um Verbesserungen der Habitatvielfalt sowie der Überflutungs- und Auendynamik nachweisen zu können.

Eine erneute Erfassung der Uferfauna in den hier betrachteten Abschnitten (ab 2013) könnte weitere Erkenntnisse zur Metriceignung und zeitlichen Weiterentwicklung der Biozönosen von Laufkäfern und Spinnen liefern. Die Integration von Uferarthropoden in Monitoringprogramme und Erfolgskontrollen ist sinnvoll zur Detektion kurzfristiger Effekte im Bereich der amphibischen und terrestrischen Lebensräume der Ufer und Auen und zur Feststellung von hydrologischen Effekten.

Die Hypothese *„Die Besiedlung durch die Uferfauna ist in den renaturierten Abschnitten diverser als im degradierten Abschnitt“* wird durch die Ergebnisse unterstützt.

5. Das Wiederbesiedlungspotenzial des Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet ist gering. Die weitere Besiedlung der renaturierten Abschnitte mit wertgebenden Taxa ist eingeschränkt.

Neuere Untersuchungen zeigen, dass für die Entwicklung der Besiedlung renaturierter Gewässerstrecken die im Gewässer bzw. im Gewässersystem vorhandenen Potenzialvorkommen von wertgebenden Taxa bedeutsam sind (SUNDERMANN et al. 2011). Sind keine Wiederbesiedlungspotenziale in erreichbarer Nähe vorhanden, ist keine nachhaltige Verbesserung der Besiedlung zu erwarten (LORENZ, JANUSCHKE 2011).

In der vorliegenden Dissertation wurden Arten- und Wiederbesiedlungspotenziale im Nierseinzugsgebiet analysiert. Zur Ermittlung der Artenpotenziale eignen sich Taxalisten von Messstellen aus dem gesamten Einzugsgebiet inklusive der Zuflüsse. Im Gegensatz zur Feststellung von Wiederbesiedlungspotenzialen, die Messstellen bzw. Gewässerabschnitte mit einer „guten“ Besiedlung in Bezug auf die allgemeine Degradation oder einer großen Anzahl von Gütezeigern des Deutschen Faunaindex umfassen, werden unter Artenpotenzialen auch Einzelvorkommen von wertgebenden Taxa verstanden. Artenpotenziale umfassen die bewertungsrelevanten Gütezeiger nach dem Deutschen Faunaindex sowie EPT-Taxa für den jeweiligen Gewässertyp auf Grundlage von Datenreihen aus mehreren Jahren (hier: 2000 bis 2010). Messstellen mit „guter Besiedlung“ nach der allgemeinen Degradation, die als Wiederbesiedlungspotenziale gelten können, kommen im Nierseinzugsgebiet nur vereinzelt vor.

Die Untersuchung der im Einzugsgebiet zusätzlich vorkommenden wertgebenden Taxa des Makrozoobenthos hat gezeigt, dass noch Artenpotenziale im Nierseinzugsgebiet bestehen.

Bei weiteren Verbesserungen der Habitatbedingungen durch hydromorphologische Maßnahmen können sich diese Taxa vor allem im Niersunterlauf und ihren Zuflüssen weiter ausbreiten und zur Verbesserung der Besiedlung beitragen. Aufgrund von stofflichen Belastungen bestehen im Mittellauf der Niers Defizite in der Wasserqualität, die sich als „Störfilter“ negativ

auf die Ausbreitung anspruchsvoller Arten auswirken können. Im Oberlauf der Niers sind v.a. Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Reduzierung des Rückstaus nötig, um Verbesserungen in der Besiedlung des Makrozoobenthos, aber auch der Fischfauna, zu erreichen. Von einer Ausbreitung dieser Taxa bzw. Artenpotenziale ist erst dann auszugehen, wenn weitere Verbesserungen der Gewässer im Einzugsgebiet hinsichtlich der Habitatausstattung, aber auch der stofflichen Qualität erreicht werden. Eine Klassifizierung der Artenpotenziale hinsichtlich einer möglichen Erreichbarkeit der hier untersuchten Abschnitte anhand von Entfernungskategorien orientiert sich mit den Klassen bis fünf Kilometer, über fünf bis zehn Kilometer, über zehn bis 20 Kilometer und über 20 km an Angaben aus SUNDERMANN et al. (2011) und POTTGIESSER, REHFELD-KLEIN (2011). Durch Überlagerung dieser mit den Ausbreitungshemmnissen im Einzugsgebiet kann die mögliche räumliche Ausbreitung von wertgebenden Taxa abgeschätzt werden.

Die Analyse der Belastungsfaktoren und der Wiederbesiedlungspotenziale hat gezeigt, dass eine Besiedlung der untersuchten Abschnitte mit weiteren wertgebenden Arten aus dem Oberlauf derzeit unwahrscheinlich ist und eher aus dem Unter- und Mittellauf mit seinen Zuflüssen Issumer Fleuth, Kervenheimer Mühlenfleuth, Kroonbeek/Kendel und Steinberger Ley erfolgen kann. Daher sind diese Bereiche auch für die Umsetzung hydromorphologischer Maßnahmen als prioritär zu betrachten. Als wichtige Arbeitsschritte für die Abschätzung des Besiedlungspotenzials renaturierter Abschnitte sowie der Zielerreichung werden angesehen:

1. Einzugsgebiets-Analyse der Vorkommen wertgebender Arten – sowohl Gütezeiger des Deutschen Faunaindex als auch EPT-Taxa als bewertungsrelevante Arten
2. Defizitanalyse in Bezug auf Ausbreitungshindernisse, die einer möglichen Wiederbesiedlung der zu betrachtenden renaturierten Abschnitte durch diese Arten entgegenstehen
3. Abschätzung der möglichen mittel- bis langfristigen Besiedlung der untersuchten Abschnitte
4. Ermittlung der erreichbaren ökologischen Zustandsklasse

Darüber hinaus geben die so gewonnenen Erkenntnisse wertvolle Hinweise für die Lokalisation weiterer hydromorphologischer Maßnahmen.

Schlussfolgerungen

Die Renaturierungsmaßnahmen an der Niers waren hydromorphologisch und biologisch wirksam. Neben einer erhöhten Struktur- und Habitatvielfalt in Gewässern und Aue und der hydrologischen und ökologischen Anbindung der Aue konnten zahlreiche positive Veränderungen beim Makrozoobenthos, bei den Laufkäfern und Spinnen festgestellt werden, die den vorab erwarteten Reaktionen entsprechen. Damit zeigten sich biologische Wirkungen sowohl im aquatischen als auch im terrestrischen Bereich. Die bauliche Herstellung einer geschwungenen Linienführung im Zuge von Neutrassierungen sowie die Anlage von Ersatzauen ist damit eine ökologisch wirksame Maßnahme und v.a. in entwicklungsträgen Gewässern eine Alternative zur zeitintensiven eigendynamischen Entwicklung.

Die Ergebnisse beim Makrozoobenthos sind bemerkenswert vor dem Hintergrund bisheriger Erkenntnisse. Notwendig waren dazu jedoch detailliertere Aufnahmen und Auswertungen als bei der gängigen Bewertung des ökologischen Zustands nach PERLODES. Positive Reaktionen waren beim Makrozoobenthos sowohl auf Ebene der Abschnitte als auch auf Ebene der Substrate festzustellen.

Es konnten hydromorphologische und biologische Kandidatenmetrics als potenzielle Indikatoren für die Einflussfaktoren Renaturierung „alt“, Renaturierung „jung“ und Sukzession ermittelt werden. Ihre Eignung ist an weiteren umgesetzten Renaturierungen zu testen. Diese potenziellen Indikatoren und die vorgeschlagenen Methoden können für die Entwicklung eines Verfahrens für die Durchführung von Erfolgskontrollen herangezogen werden. Dabei sollten terrestrische Gruppen (z.B. Laufkäfer, Spinnen) Berücksichtigung finden, da sie die Maßnahmenwirksamkeit in Bezug auf die Auenanbindung und damit die Funktionsfähigkeit des Gewässer-Aue-Systems anzeigen. Dieser Aspekt wird bei den derzeitigen Bewertungsverfahren nach EU-WRRL nicht ausreichend berücksichtigt.

Wesentlich für weitere Optimierungen der umgesetzten und geplanten Maßnahmen ist die Ermittlung von verbleibenden Defiziten anhand der hydromorphologischen und biologischen Indikatoren, die noch nicht typspezifisch oder gar nicht reagieren. Die Herstellung des Zusammenhangs zwischen der Art der Renaturierungsmaßnahmen und der erzielten positiven wie negativen Wirkungen ist dabei bedeutsam. Nur so können künftige Maßnahmen effektiver gestaltet werden. Die hier gewonnenen Erkenntnisse ermöglichen die Ableitung von Hinweisen zur Optimierung künftiger Renaturierungen. Vor allem auf der Ebene der aquatischen Habitate sind noch weitreichendere Veränderungen nötig und möglich. Sie zeigen aber auch, dass es richtig ist, lokale Maßnahmen umzusetzen, die die Habitatverhältnisse für die biologischen Qualitätskomponenten so verbessern, dass sie die Erreichung des Bewirtschaftungsziels unterstützen und somit einen „Schritt in die richtige Richtung“ darstellen (UBA 2008). Es konnte anhand der Uferfauna gezeigt werden, wie bedeutsam die Berücksichtigung

der Auenentwicklung bei Renaturierungen ist für die Wiederherstellung der Auendynamik und für die Biodiversität.

Anhand der hier ermittelten Indikatoren sind kurz- bis mittelfristige Wirkungen ablesbar. Für weitergehende Aussagen zu langfristigen Wirkungen wären Wiederholungsuntersuchungen der Niersabschnitte nötig, die dann einen Zeitraum bis mind. 13 Jahre (ab 2013) nach Umsetzung der Maßnahmen umfassen würden. Damit wäre die Reifephase des älteren renaturierten Abschnitts erreicht und es könnte geklärt werden, ob weitere Gütezeiger in den Abschnitt eingewandert sind, ob sich die Besiedlung weiter verbessert hat, oder ob eine Angleichung an die degradierten Verhältnisse der oberhalb liegenden Abschnitte stattgefunden hat. Einzugsgebietsanalysen sind im Hinblick auf vorhandene Potenziale zur Wiederbesiedlung sinnvoll, um die Zielerreichung abschätzen und Schwerpunkte für die Maßnahmenumsetzung ermitteln zu können. Dabei sind die vorhandenen Belastungen in ihrer Qualität und Ausdehnung und die möglichen Ausbreitungswege wertgebender Arten zu berücksichtigen. Im Nierssystem zeigt der Unterlauf mit seinen Zuflüssen günstigere Bedingungen für die (Wieder-)Besiedlung an als der Mittel- und Oberlauf.

12 LITERATURHINWEISE

- ALEXANDER, G.G. U. J.D. ALLAN (2007): Ecological success in stream restoration: case studies from the midwestern United States. In: *Environmental management* 40, 245-255.
- AMBÜHL, H. (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. In: *Schweiz. Zeitschr. f. Hydrologie* 21, S. 133 - 264.
- AMOROS C. (2001): The concept of habitat diversity between and within ecosystems applied to river side-arm restoration. In: *Environmental Management* 28, S. 805–817.
- ANDERSEN, J. U. O. HANSEN (2005): Riparian beetles, a unique, but vulnerable element in the fauna of Fennoscandia. In: *Biodiversity and Conservation* 14, S. 3497-3524.
- ANDREZKE, H. (2002): Erfolgskontrolle von Naturschutzmaßnahmen in der Wümmeniederung bei Bremen anhand der Carabidenfauna. In: *Angewandte Carabidologie* 4/5, S. 3-17.
- ANTONS, C. (2011): Evaluation ausgewählter Revitalisierungsprojekte an Fließgewässern des Mittelgebirges. In: *Limnologie aktuell*, Bd. 13, S. 23-42.
- ANTVOGEL, H. & A. BONN (2001): Environmental parameters and microspatial distribution of insects: an example from carabids in an alluvial forest. In: *Ecography* 24, S. 470-482.
- ASSMANN, T. U. H. TERLUTTER (1999): Die längszonale Gliederung der Laufkäferfauna an der Ems. In: *Angewandte Carabidologie Supplement I*, S. 33-40.
- ASTERICS (2008): AQEM/STAR Ecological River Classification System, version 3.1.1. <http://www.fliesssgewaesserbewertung.de/en/download/berechnung/>
- ATV-DVWK (HRSG.) (2000): Morphodynamische Prozesse in Fließgewässern. Hennef.
- BAHNEN, P. (1966): Freiwilliger Arbeitsdienst am Niederrhein. In: *Heimatsbuch des Landkreises Kempen-Krefeld*, S. 121-127.
- BARBER, H.S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, Vol. 46, S. 259 - 266.
- BARNDT, D., BRASE, S., GLAUCHE, M., GRUTKE, H., KEGEL, B., PLATEN, R. U. H. WINKELMANN (1991): Die Laufkäfer von Berlin (West) - mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). Berlin: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung.
- BARTON, D. R. U. M.A. LOCK (1979): Numerical abundance and biomass of bacteria, algae and macrobenthos of a large northern river, the Athabasca. In: *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 64, S. 345-359.
- BAUERNFEIND, E. & U. H. HUMPECH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera). Bestimmung und Ökologie. 579 Abb., 13 Tab., 239 S., Naturhistorisches Museum Wien.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. In: *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*, H. 4/96.
- BEAUGER, A., LAIR, N., REYES-MARCHANT, P. U. J.L. PEIRY (2006): The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. In: *Hydrobiologia* 571: 63–76.
- BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P., THOMAS, S. U. J.C. MORETEAU (1998a): A method to describe substrate heterogeneity at a microhabitat scale. First results on relationships with the macroinvertebrate community structure. In: Bretschko, G. u. J. Helesic (Hrsg.): *Advances in river bottom ecology*. S. 39-46.

- BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P., THOMAS, S. U. J.C. MORETEAU (1998b): Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. In: *Hydrobiologia* 389, S. 73-88.
- BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P. U. J.C. MORETEAU (2000): The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. In: *Hydrobiologia* 422/423, S. 163-171.
- BELLMANN, H. (1993): Libellen - beobachten, bestimmen. Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- BERNHARDT, E. S., PALMER, M.A., ALLAN, J.D., ALEXANDER, G., BARNAS, K. U. S. BROOKS (2005): Restoration of United States rivers - a national synthesis. In: *Science* 308, 636-637.
- BERNHARDT E. S., SUDDUTH, E.B., PALMER, M.A., ALLAN, J.D., MEYER, J.L. U. G. ALEXANDER (2007): Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of U.S. river restoration practitioners. In: *Restoration Ecology* 15, S.482–493.
- BERNHARDT, E. S. U. M.A. PALMER (2011): River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. In: *Ecological Applications* 21 (6), S. 1926-1931.
- BIS, B., ZDANOWICZ, A. U. M. ZALEWSKI (2000): Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. In: *Hydrobiologia* 422/423, S. 369–387.
- BLICK, T. (1999): Spinnentiere. In: *Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. Veröffentlichungen der VUBD, Bd. 1, S. 147-160.*
- BLICK, T. U. M. SCHEIDLER (2003): Rote Liste gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) Bayerns. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): LfU/166/2003, S. 308-321.
- BLICK, T. U. M. SCHEIDLER (2009): Die Spinnen (Araneae) des Naturwaldreservats Goldbachs- und Ziebachsrück (Hessen). Untersuchungszeitraum 1994-1996. In: Dorow, W.H.O., Blick, T., u. J.-P. Kopelke: Naturwaldreservate in Hessen. Band 11/2.1. Goldbachs- und Ziebachsrück. Zoologische Untersuchungen 1994-1996, Teil 1. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung 45, S. 57-138.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bonifatius, Paderborn.
- BMU (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie - Auf dem Weg zu guten Gewässern. Berlin.
- BÖHME, J. (2005): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 2. Adepaga 1, Carabidae (Laufkäfer). Begr. Von Heinz Freude Bernhard, Hg. Von Müller-Motzfeld, G., München; Elsevier, Spektrum, Akad. Verl., 521 S.
- BÖHMER, J., MEIER, C., ZENKER, A., BAIER, B. U. D. HERING (2005): Ökologische Aussagen und Interpretationsmöglichkeiten von biologischen Kenngrößen bei der Bewertung des ökologischen Zustands nach der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2005 (Karlsruhe), S. 410-414. Werder.
- BOND, N.R. U. P.S. LAKE (2003): Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. In: *Ecological Management and Restoration* 4, S. 193-198.
- BOND, N.R., SABATER, S., GLAISTER, A., ROBERTS, S. U. K. VANDERKRUK (2006): Colonisation of introduced timber by algae and invertebrates, and its potential role in aquatic ecosystem restoration. In: *Hydrobiologia* 556, S. 303-316.
- BONN, A., HAGEN, K. U. D. WOHLGEMUTH-VON REICHE (2002): The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats - a comparison of three major rivers in Germany. In: *Riv. Res. Appl.* 18, S. 43-64.

- BONTE, D., VANDEN BORRE, J., LENS, L. U. J.-P. MAELFAIT (2006): Geographic variation in wolfspider dispersal behaviour is related to landscape structure. In: *Anim. Behav.* 72, S. 655–662.
- BOSCAINI, A., FRANCESCHINI, A. u. B. MAIOLINI (2000): River ecotones: carabid beetles as a tool for quality assessment. In: *Hydrobiologia* 422/423, S. 173–181.
- BOYERO, L. (2003): The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. In: *Hydrobiologia* 499, S. 161–168.
- BRATRICH, C. (2004): Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management. Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte. Diss. ETH Zürich, Nr. 15440.
- BRÄUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. In: *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 26 (Ergebnisse der Limnologie H. 26.)*.
- BRÄUNICKE, M. U. J. TRAUTNER (1999): Die Ahlenläufer-Arten der Bembidion-Untergattungen *Bracteon* und *Odontium* - Verbreitung, Bestandssituation, Habitate und Gefährdung charakteristischer Flusssaue-Arten in Deutschland. In: *Angewandte Carabidologie Supplement I, Laufkäfer in Auen*, S. 79–94.
- BRÄUNICKE, M. U. J. TRAUTNER (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. *Angewandte Carabidologie Supplement V*. Hrsg.: Gesellschaft für Angewandte Carabidologie e.V.
- BRIEM, E. (2002): Formen und Strukturen der Fließgewässer - Ein Handbuch der morphologischen Fließgewässerkunde. ATV-DVWK Arbeitsbericht. Hennef.
- BROOKS, A.J., HAEUSLER, T., REINFELDS, I. U. S. WILLIAMS (2005): Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. In: *Freshwater Biology* 50, S. 331–344.
- BROOKS, S.S., PALMER, M.A., CARDINALE, B.J., SWAN, C.M. U. S. RIBBLETT (2002): Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. In: *Restoration Ecology* 10, S. 156–168.
- BROSSE, S., ARBUCKLE, C.J. U. C.R. TOWNSEND (2003): Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity. In: *Biodiversity and Conservation* 12: 2057–2075.
- BRUNKE, M. U. J. LIETZ (2011): Regenerationsmaßnahmen und der ökologische Zustand der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. In: *Limnologie Aktuell*, Bd. 13, S. 189–81.
- BUCHHOLZ, S., HARTMANN, V. U. M. KREUELS (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Webspinnen - Araneae - In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.) (2011): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. Bd. 2 Tiere. LANUV Fachbericht 36. Recklinghausen.
- BUIJSE A.D., KLIJN, F., LEUVEN, R.S.E.W., MIDDEELKOOP, H., SCHIEMER, F., THORP, J.H. U. H.P. WOLFERT (2005): Rehabilitation of large rivers: references, achievements and integration into river management. In: *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155/1–4, S. 715–738.
- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA, HRSG.) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation -. Berlin 1998
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN, HRSG.) (2007): Renaturierung der Berkelaue - Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Kreis Borken. Bonn-Bad Godesberg.

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN, HRSG.) (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. In: Schriftenreihe für Angewandte Landschaftsökologie, H. 65. Bonn.
- Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. In: Schriftenreihe für Angewandte Landschaftsökologie, H. 65. Bonn.
- BLFUW (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT) (2007): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 - Makrozoobenthos. Wien. Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 - Makrozoobenthos. Wien.
- BURKHARDT, R. (1995): Struktur und Funktion der Kulturlandschaft von morgen. In: Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e.V. (Hrsg.): Gewässerrenaturierung und Landwirtschaft, Heft 1111.
- CAPELLI, F. (2005): Indikatoren für die Evaluation von Revitalisierungsprojekten in der Praxis – eine Pilotstudie an der Thur. Dipl.-Arbeit, ETH Zürich, 68 S. (www.rhone-thur.eawag.ch/DA_Capelli.pdf).
- CHAKONA, A., PHIRI, C., MAGADZA, C., U. L. BRENDONCK (2008): The influence of habitat structure and flow permanence on macroinvertebrate assemblages in temporary rivers in northwestern Zimbabwe. In: *Hydrobiologia* 607 (1), S. 199-209.
- CHAVES, M.L., CHAINHO, P.M., COSTA, J.L., PRAT, N. U. M.J. COSTA (2005): Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. In: *Archiv für Hydrobiologie* 163: 497–523.
- CLARKE, S.J., BRUCE-BURGESS, L. U. G. WHARTON (2003): Linking form and function: towards and eco-hydromorphic approach to sustainable river restoration. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 439–450.
- COWX, I.G. U. R. L. WELCOMME (HRSG.) (1998): Rehabilitation of rivers for fish. In: Fishing News Books. Oxford.
- CULP, J.M., WALDE, S.J. U. R.W. DAVIES (1983): Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. In: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40(10), s. 1568-1574.
- DAHM, V., HERING, D., NEMITZ, D., GRAF, W., SCHMIDT-KLOIBER, A., LEITNER, P., MELCHER, A. U. C.K. FELD (2013a): Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. In: *Hydrobiologia* 704, S. 389-415.
- DAHM, V., KUPILAS, B., HERING, D., KAPPES, H., SUNDERMANN, A., HAASE, P., DÖBBELT-GRÜNE, S., KOENZEN, U., ZELLMER, U., ZINS, C. U. F. WAGNER (2013b): Effizienzkriterien und Optimierungsstrategien für Verbesserungen der Morphologie erheblich veränderter Gewässer: Festlegung von Zielen und Maßnahmen für Wasserkraft, Schifffahrt, Landwirtschaft und Kommunen: Entwicklung neuer Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Revitalisierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Unveröffl. Vorläufiger Schlussbericht für das UBA. Förderkennzeichen 371024207. Essen.
- DEN BOER, P.J. (1990): The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. In: *Biological Conservation* 54, S. 175-192.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.). (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. In: Schriftenreihe d. Dt. Rates f. Landespflge H. 81. Meckenheim.
- DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (HRSG.). (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. In: Schriftenreihe d. Dt. Rates f. Landespflge H. 82. Meckenheim.

- DIN (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG) (2004): DIN 38410-1. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1). - 80 S. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- DICKHAUT, W. (2006): Erfahrungen zu Erfolgskontrollen bei Fließgewässerrenaturierungen - Ergebnisse eines BMBF-Projektes. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2006 - Beiträge zum Fließgewässerschutz II - Renaturierungsmaßnahmen und Erfolgskontrollen, S. 87 - 90.
- DICKHAUT, W., SCHWARK, A. U. K. FRANKE (2006): Fließgewässerrenaturierung heute auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Hamburg.
- DREES, C. (2006): Freilandforschung im Unterricht – Erforschung ökologischer Grundprinzipien am Beispiel von Laufkäfern verschiedener Lebensräume. In: IDB Münster, Ber. Inst. Didaktik Biologie 15, S. 33-68.
- DREYER, U. U. W. MANHELLER (2008): Die Beschaffenheit der Niers - Entwicklung biologischer und chemischer Qualitätskomponenten.
- DURRER, H. U. H. LUKA (2006): Laufkäfer (Carabidae) in der Petite Camargue Alsacienne (PCA/Saint-Louis, Haut-Rhin, Frankreich): Ausgangslage zur Erfolgskontrolle der Renaturierung der Oberen Au. In: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaften beider Basel 9, S. 133-143.
- DURRER, S. U. L. HUNZINGER (2008): Renaturierung Kander Augand – Monitoring Flussmorphologie. In: H.-E. Minor (Hrsg.): Int. Symposium Neue Anforderungen an den Wasserbau, 11./12. Sept. 2008. Mitteilung 208 d. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, Bd. 2, S. 727-738.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU, HRSG.) (1996): Fluss und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240, Bonn.
- DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V.) (2010a): Altgewässer. Ökologie, Sanierung und Neuanlage. Merkblatt DWA-M 607. Hennef.
- DWA (2010b): Neue Wege der Gewässerunterhaltung. Pflege und Entwicklung von Fließgewässern. Merkblatt DWA-M 610. Hennef.
- EDINGTON, J.M. U. A.G. HILDREW (1995): A revised key to the Caseless Caddis Larvae of the British Isles. Scientific Publication of the Freshwater Biological Association, Number 53 (the definitive key to identify caseless caddis larvae).
- EGGERS, T.O. U. A. MARTENS (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. - Lauterbornia 42, S. 1-68, Dinkelscherben.
- EISELER, B. (2005): Bestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. — Lauterbornia 53, S. 1-112.
- ELLIOT, J. M. (1996): British freshwater Megaloptera and Neuroptera: A key with ecological notes. - Freshwater Biological Association, Scientific Publication 54, S. 1-68, Ambleside.
- ELLWANGER, G., FINCK, P., RIECKEN, U. U. E. SCHRÖDER (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. In: Natur und Landschaft 87, S. 150-155.
- ERMAN, D.C. U. N.A. ERMAN (1984): The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. In: Hydrobiologia 108, S. 75-82.
- EG (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT) (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume und der wildlebenden Tiere vom 21.05.1992.

- EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Richtlinie 2000/60/EC. 22 Dezember 2000.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY) (2012): European waters – assessment of status and pressures. EEA-Report No. 8/2012.
- EYRE, M.D., LUFF, M.L. U. D.A. PHILLIPS (2001): The ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of exposes riverine sediments in Scotland an northern England. In: Biodiversity and Conservation 10, S. 403-426.
- FELD, C., HERING, D., JÄHNIG, S., LORENZ, A., ROLAUFFS, P., KAIL, J., HENTER, H.-P. U. U. KOENZEN (2007): Ökologische Fließgewässerrenaturierung – Erfahrungen zur Durchführung und Erfolgskontrolle von Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands. Schlussbericht für das Umweltbundesamt (UBA). Umweltbundesamt, Berlin.
- FELD, C.K. (2012): Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchmet monitoring programmes. In: Freshwater Biology, doi:10.1111/fwb.12077.
- FELD, C.K. U. P.F.M. VERDONSCHOT (2012): Die Rolle des Einzugsgebiets im ökologischen Fließgewässermanagement. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2011 (Weihenstephan), S. 329-333. Hardeggen.
- FORTIN, M.J., PAYETTE, S. U. K. MARINEAU (1999): Spatial vegetation diversity index along a post-fire successional gradient in the northern boreal forest. In: Ecoscience 6, S. 204-213.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. U. G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 3: 365 S., Krefeld.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. U. G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 6: 367 S., Krefeld.
- FREUDE, H., HARDE, K.-W., LOHSE, G. A. U. B. KLAUSNITZER (2004): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 2. Adephaga 1, Carabidae (Laufkäfer). Begr. Von Heinz Freude Bernhard, Hg. Von Müller-Motzfeld, G., München; Elsevier, Spektrum, Akad. Verl, 521 S.
- FRIBERG, N., KRONVANG, B., HANSEN, H.O. U. L.M SVENDSEN (1998): Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. In: Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 8, S. 87–99.
- FUCHS, U. U. B. STATZNER (1990): Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: Lessons to be learned from smaller streams. In: Regulated Rivers: Research & Management 5, 77-87.
- FUELLHAAS, U. (2000): Restoration of degradet fen grassland - effects of long-term inundation and water logging on ground beetle populations (Coleoptera, Carabidae). In: Brandmayr, P., Lövei, G.L., Zetto Brandmayr, T., Casale, A. u. A. Vigna Taglianti (Hrsg.): Natural History and Applied Ecology of Carabid Beetles. Pensoft Publishers, Sofia, Moscow. S. 251-163.
- GACEK, S. U. D. HERING (2007): Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsflüssen auf die Laufkäferfauna. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2006 (Dresden), S. 266-270. Werder.
- GERKEN, B. U. K. STERNBERG (1999): Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta, Odonata). - Vlg. Arnika und Eisvogel, 355 S, Höxter.
- GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE E.V. (HRSG.) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie Supplement V. Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. Angewandte Carabidologie Supplement V.
- GILLER, P.S. (2005): River restoration: seeking ecological standards. In: Journal of Applied Ecology 42, 201-207.

- GLÖER, P. U. C. MEIER-BROOK (2003): Süßwassermollusken. - 13. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- GORE, J.A. U. F.D. SHIELDS (1995). Can large rivers be restored? In: *BioScience* 45, S. 142–152.
- GRAFAHREND-BELAU, E. U. M. BRUNKE (2005): Die Besiedlung von Totholz und anderen Sohlsubstraten der unteren Mulde und mittleren Elbe durch aquatisch lebende Wirbellose. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*, 42. Jahrgang, H. 2, S. 13-24.
- GRETCHEN, G. A. U. J. D. ALLAN (2006): Stream restoration in the Upper Midwest, USA. In: *Restoration Ecology* 14, S. 595–604.
- GROLL, M. (2011): Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn. Dissertation Phillips-Universität Marburg, Fachbereich Geografie.
- GROSSER, C., D. HEIDECHE & G. MORITZ (2001): Untersuchungen zur Eignung heimischer Hirudineen als Bioindikatoren für Fließgewässer. In: *Hercynia N.F.* 34, S. 101-127, Halle.
- GRÜNEBAUM, T., FRIEDRICH, G. U. W. KONOLD (2008): Prioritätensetzung für die Gewässerentwicklung in einem kompensatorischen Ansatz ("Strahlwirkung"). In: *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser*, Bd. 211, S. 60/1-60/16. Aachen.
- GRUNER, H.E. (1965): Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. - In: Dahl, M. & F. Peus (Hrsg.): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile* 51: I-VIII, 1-149.
- GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. *Umweltforschung*, Gustav Fischer Verlag, Jena - Stuttgart, 471 S.
- GÜNTHER, H. U. G. SCHUSTER (2000): Verzeichnis der Wanzen Mitteleuropas (Insecta: Heteroptera). - *Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins e.V.* Supplement 7, S. 1-69.
- GÜNTHER, J. U. T. ASSMANN (2005): Restoration ecology meets carabidology: Effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). In: *Biodiversity and Conservation* 14, 1583-1606.
- HABERSACK, H. U. H.P. NACHTNEBEL (1995): Short-term effects of local river restoration on morphology, flow field, substrate and biota. In: *Regulated Rivers: Research & Management* 10, 291-301.
- HÄNGGI A., STÖCKLI, E. U. W. NENTWIG (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. In: *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4, S. 1-460.
- HÄNGGI, A. (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten - Gedanken zur Notwendigkeit der Erfolgskontrolle und Vorschlag einer Methode der Erfolgskontrolle anhand der Spinnenfauna. In: *Natur und Landschaft* 64, S. 143-146.
- HANNIG, K. U. M. KAISER (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer - Carabidae - In Nordrhein-Westfalen. Hrsg (2011): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.
- HARPER, D. U. M. EVERARD (1998): Why should the habitat-level approach underpin holistic river survey and management? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8, S. 395–413.
- HARRISON, S.S.C., PRETTY, J.L., SHEPHERD, D., HILDREW, A.G., SMITH, C. U. R.D. HEY (2004): The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. In: *Journal of Applied Ecology* 41: 1140–1154.
- HAUER, F. R. U. G.R. LAMBERTI (2007): *Methods in Stream Ecology*. Elsevier, Burlington.
- HAYBACH, A., U. P. MALZACHER (2003): Verzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Deutschlands (2. aktualisierte Fassung: Stand November 2003). In: *Entomofauna Germanica* 6 : 33-46, Dresden.

- HEIDEMANN, H. U. R. SEIDENBUSCH (2002): Die Libellenlarven Deutschlands - Handbuch für Exuviensammler. Keltern: Goecke & Evers. 328 S.
- HENRY, C.P., AMOROS, C. U. ROSET, N. (2002): Restoration ecology of riverine wetlands: a 5 year post-operation survey on the Rhône River, France. In: Ecological Engineering 18, S. 543–554.
- HENRY, J.P. U. G. MAGNIEZ (1983): Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales francaises. 4. Crustacés Isopodes (Principalement Asellotes). - Bulletin de la Société Linnéenne de Lyon 52 (10), S. 319-357.
- HERING, D. (1995): Nahrungsökologische Beziehungen zwischen limnischen und terrestrischen Zoozönosen im Uferbereich nordalpiner Fließgewässer. Diss. FB Biologie, Phillips-Univ. Marburg, 207 S.
- HERING, D., BUFFAGNI, A., MOOG, O., SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., FELD, C., JOHNSON, R.K., PINTO, P., SKOULIKIDIS, N., VERDONSCHOT, P.F.M. U. S. ZAHRAKOVÁ (2003): The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - Design of the sampling programme within the AQEM Project. In: International Review of Hydrobiology 88, S. 345-361.
- HERING, D., JÄHNIG, S.C. U. M. SOMMERHÄUSER (2011): Fließgewässer-Renaturierung morgen: Zusammenfassende Bewertung und Handlungsempfehlungen. In: Limnologie aktuell, Bd. 13 - Fließgewässerrenaturierung. Stuttgart.
- HERING, D., JOHNSON, R.K., KRAMM, S., SCHMUTZ, S., SZOSZKIEWICZ, K. U. P.F.M. VERDONSCHOT (2006): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. In: Freshwater Biology (51), 1757-1785.
- HEYDEMANN, B. (1956): Über die Bedeutung der "Formalinfallen" für die zoologische Landesforschung. In: Faun. Mitt. Norddeutschl. 1 (6), S. 19-24.
- HILDERBRAND, R.H., LEMLY, A.D., DOLLOFF, C.A. U. K.L. HARPSTER (1997): Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 54, S. 931–939.
- HILDREW, A.G. U. B. STATZNER (2009): European Rivers: A Personal Perspective. In: Tockner, K., Uehlinger, U. u. C. T. Robinson (Hrsg.): Rivers of Europe. First Edition 2009. Elsevier, London, Burlington, San Diego.
- HÖLZEL, H. (2002): Insecta: Megaloptera. - In: Schwörbel, J. & P. Zwick: Süßwasserfauna von Mitteleuropa 15-16-17: 1-30, Heidelberg.
- HOFFMANN A. U. D. HERING (2000): Wood-associated macroinvertebrate fauna in central European Streams. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 85, S. 25-48.
- HOFFSTEN, P.-O. (2004): Site-occupancy in relation to flight-morphology in caddisflies. In: Freshwater Biology 49, S. 810-817.
- HUGHES, J.M. (2007): Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. In: Freshwater Biology 52; S. 616–631.
- HYNES, H.B.N. (1970): The ecology of running waters. Liverpool University Press.
- ICPDR (INTERNATIONAL COMMISSION FOR THE PROTECTION OF THE DANUBE RIVER) (2005): Danube Basin Analysis (WFD Roof Report 2004). Wien. ICPDR Document IC/084. 18 March 2005.
- ICPR (INTERNATIONAL COMMISSION FOR THE PROTECTION OF THE RHINE) (2005): Internationale Flussgebietseinheit Rhein: Merkmale, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung, Teil A (Übergeordneter Teil). ICPR Document CC 02-05d. 18 March 2005.

- INOUE M, U. M NUNOKAWA (2002): Effects of longitudinal variations in stream habitat structure on fish abundance: an analysis based on subunit-scale habitat classification. *Freshwater Biology* 47, S. 1594–1607.
- JÄHNIG, S. (2007): Comparison between Multiple-channel and Singel-channel stream sections - Hydromorphology and Benthic Macroinvertebrates. Inaug.-Diss. Univ. Duisburg-Essen.
- JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. U. D. HERING (2008): Hydromorphological parameters indicating differences between single- und multiple-channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18; S. 1200 - 1216.
- JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. U. D. HERING (2009a): Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates - does channel form determine community composition? In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19; S. 157 - 169.
- JÄHNIG, S.C., BRUNZEL, S., GACEK, S., LORENZ, A.W. U. D. HERING (2009b): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. In: *Journal of Applied Ecology* 46, 406-416.
- JÄHNIG, S.C., BRABEC, K., BUFFAGNI, A., ERBA, S., LORENZ, A.W., OFENBÖCK, T., VERDONSCROT, P.F.M. U. D. HERING (2010): A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. In: *Journal of Applied Ecology* 47, 671-680.
- JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., BRUNZEL, S. U. D. HERING (2011a): Renaturierung von Mittelgebirgsflüssen - Auswirkung auf verschiedene Organismengruppen: Makrozoobenthos, Auenvegetation, Laufkäfer. In: *Limnologie aktuell* Bd. 13, s. 43-58.
- JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., HERING, D., ANTONS, C., SUNDERMANN, A., JEDICKE, E. U. P. HAASE (2011b): River restoration success: a question of perception. In: *Ecological Applications*, 21 (6), S. 2007-2015.
- JÄHNIG, S.C., SOMMERHÄUSER, M. U. D. HERING (2011c): Fließgewässer-Renaturierung heute: Zielsetzungen, Methodik und Erfolgskontrolle. In: *Limnologie aktuell* Bd. 13, S. 1-6.
- JANSSON, R., NILSSON, C. U. B. MALMQUIST (2007): Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. In: *Freshwater Biology* 52: 589–596.
- JANUSCHKE, K., BRUNZEL, S., HAASE, P. U. D. HERING (2011): Effects of stream restoration on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. In: *Biodivers. Conserv.* 20: 3147-3164.
- JANUSCHKE, K., LORENZ, A. U. D. HERING (2010): Biodiversität im semiaquatischen Bereich - Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009* (Oldenburg), S. 332-336. Hardeggen.
- JANUSCHKE, K., SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HAASE, P., LORENZ, A. U. D. HERING (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. In: DRL (Hrsg.): *Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen*. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, H. 82. Meckenheim.
- JEDICKE, E. (HRSG.) (1997): Die Roten Listen: gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 581 S.
- JENKINS, R.A., WADE, K.R. U. E. PUGH (1984): Macroinvertebrate-habitat relationships in the River Teifi catchment and the significance to conservation. *Freshwater Biology* 14, S. 23–42.

- JOHNSON, L.B., BRENNEMAN, D.H. U. C. RICHARDS (2003): Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. In: *River Research and Applications* 19, S. 199-218.
- JOHNSON, R.K., FURSE, M.T., HERING, D. U. L. SANDIN (2007): Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment- level monitoring programmes. In: *Freshwater Biology* 52, S. 939-958.
- JORDE, K. U. M. SCHNEIDER (2010): Habitate und ihre Beschreibung. In: *Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt Bauhaus-Universität Weimar* (Hrsg.): Durchgängigkeit und Habitatmodellierung von Fließgewässern - Wiederherstellen der Durchgängigkeit, Funktionskontrolle von Wanderhilfen, Habitate und ihre Beschreibung. Magdeburg.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. U. S. SCHMUTZ (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S. U. S. SCHMUTZ (2002): Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. In: *Freshwater Biology* 47, 867-887.
- KAIL, J. (2005): Geomorphic effects of large wood in streams and rivers and its use in stream restoration: a central European perspective. PhD Thesis. University of Duisburg-Essen, Faculty of Biology and Geography, Institute of Ecology, Essen, Germany.
- KAIL, J. (2009): Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbunds an Fließgewässern: Untersuchung am Beispiel des Makrozoobenthos. In: *Deutscher Rat für Landespflege* (Hrsg.): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen, S. 40-47. Meckenheim.
- KAIL, J., HERING, D., MUHAR, S., GERHARD, M. U. S. PREIS (2007): The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. In: *Journal of Applied Ecology* 44, 1145-1155.
- KAIL, J. U. C. WOLTER (2011): Die deutschen Maßnahmenprogramme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Fließgewässern: Maßnahmen-Schwerpunkte, potenzielle ökologische Wirkung und Wissensdefizite. In: *Limnologie aktuell*, Bd. 13, S. 251-271.
- KAIL, J., Arle, J. u. S.C. Jähnig (2012): Limiting factors and thresholds for macroinvertebrate assemblages in European rivers: Empirical evidence from three datasets on water quality, catchment urbanization, and river restoration. In: *Ecological Indicators* 18, S. 63-72.
- KEMP, J.L., HARPER, D.M. U. G.A. CROSA (1999): Use of "functional habitats" to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9, S. 159-178.
- KERN, K. (1994): *Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung - Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern*. Berlin, Heidelberg.
- KIECHLE, J. (1992): Die Bearbeitung landschaftsökologischer Fragestellungen anhand von Spinnen. In: *Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen*, Bd. 5. BVDL, S. 91-110. Weikersheim.
- KILLEEN, I., D. ALDRIDGE U. G. OLIVER (2004): *Freshwater Bivalves of Britain and Ireland.- Field Studies Council, Occasional Publications* 82, 114pp. (FSC) Shrewsbury.
- KLAUSNITZER, B. (1991): *Die Larven der Käfer Mitteleuropas*. Band L1: 273 S., Krefeld.
- KLAUSNITZER, B. (1994): *Die Larven der Käfer Mitteleuropas*. Band L2: 325 S., Krefeld.
- KLAUSNITZER, B. (1996): *Die Larven der Käfer Mitteleuropas*. Band L3: 336 S., Krefeld.
- KLAUSNITZER, B. (1997): *Die Larven der Käfer Mitteleuropas*. Band L4: 370 S., Krefeld.
- KLEIN, L.R., CLAYTON, S.R., ALLDREDGE, J.R. U. P. GOODWIN (2007): Long-Term Monitoring and Evaluation of the Lower Red River Meadow Restoration Project, Idaho, U.S.A. In: *Restoration Ecology* Vol. 15 (2), S. 223-239.

- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. U. P. VOLESKÉ (1996): Biostatistik. 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65, Bonn/Bad Godesberg.
- KOENZEN, U., DÖBBELT-GRÜNE, S., HARTMANN, C., HERING, D. U. S. BIRK (2013): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB) – Version 2.0. Erstellt im Rahmen des Projektes „Bewertung von HMWB/AWB-Fließgewässern und Ableitung des HÖP/GÖP (LFP O 3.10)“ im Auftrag der LAWA.
- KONDOLF, G.M. (1995): Five elements for effective evaluation of stream restoration. In: Restoration Ecology Vol. 3 (2), S. 133-136.
- KONDOLF, G.M. (1998): Lessons learned from river restoration projects in California. In: Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 8, S. 39-52.
- KONDOLF, G.M. U. E.R. MICHELI (1995): Evaluating Stream Restoration Projects. In: Environmental Management Vol. 19 (1), S. 1-15.
- KONDOLF, G.M., ANDERSON, S., LAVE, R., PAGANO, L., MERENLENDER, A. U. E.S. BERNHARDT (2007): Two Decades of River Restoration in California: What Can We Learn? In: Restoration Ecology Vol. 15 (3), S. 516-523.
- KREBS, C. J. (1998): Ecological Methodology, Addison Wesley Longmann, Menlo Park, California, 620 pp.
- KREUELS, M. U. S. BUCHHOLZ (2006): Ökologie, Verbreitung und Gefährdungsstatus der Webspinnen Nordrhein-Westfalens: Erste überarbeitete Fassung der Roten Liste der Webspinnen (Arachnida: Araneae) mit ergänzenden ökologischen Angaben, ihrer Verbreitung in Nordrhein-Westfalen und den neuen Vorgaben des BfN zum Gefährdungsstatus.- Verlag Wolf & Kreuels, Havixbeck-Hohenholte, Reihe lynx [linx] 1-2006: 128 S.
- KREUELS, M. U. R. PLATEN (1999): Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angaben zur Ökologie der Arten. In: LÖBF-Schriftenreihe 17, S. 449-504.
- LAKE, P.S., BOND, N. U. P. REICH (2007): Linking ecological theory with stream restoration. In: Freshwater Biology 52, S. 597-615.
- LAMBEETS, K., HENDRICKX, F., VANACKER, S., VAN LOOY, K., MAELFAIT, J.-P. U. D. BONTE (2008): Assemblage structure and conservation value of spiders and carabid beetles from restored lowland river banks. In: Biodivers. Conserv. 17, S. 3133-3148.
- LANCASTER, J. (2000): Geometric scaling of microhabitat patches and their efficacy as refugia during disturbance. In: Journal of Animal Ecology 69, S. 442-457.
- LANDESamt FÜR WASSER UND ABFALL NRW (1991): Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer (AGA). LWA-Merkblätter Nr. 7. Düsseldorf.
- LANGFORD, T.E.L., SOMES, J.R. U. F. BOWLES (2001): Effects of physical restructuring of channels on the flora and fauna of three wessex rivers. Pisces Conservation Ltd., IRC House. Pennigton, Lymington.
- LANPHEN, B. (2008): Die Niers - Wasserstand, Abfluss, Struktur. In: Pinnekamp (Hrsg.): Niers und Niersverband - Entwicklungen 1994 - 2008, Wissenschaftlich-Technische Mitteilungen des Instituts zur Förderung der Wassergüte- und Wassermengenwirtschaft e.V., Band 7, S. 4/1 - 4/15. Aachen.

- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2009a): Gütedaten aus dem Monitoring (2005 bis 2007) für das Nierseinzugsgebiet (Chemie, Biologie). Düsseldorf.
- LANUV (2009b): Daten zum Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet aus den Jahren 2004-2008. Düsseldorf.
- LANUV (2010): ATKIS-Daten zur Landnutzung, Strukturgütedaten. Düsseldorf.
- LANUV (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16. Recklinghausen.
- LANUV (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18. Recklinghausen.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation -. Berlin.
- LAWA (2002): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- LAWA (HRSG.) (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeführter Maßnahmen in Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL.
- LEPORI, F., PALM, D., BRÄNNÄS, E. U. B. MALMQUIST (2005): Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? In: *Ecological Applications* 15: 2060–2071.
- LESTER, R. E., WRIGHT, W. U. M. JONES-LENNON (2007): Does adding wood to agricultural streams enhance biodiversity? An experimental approach. In: *Marine and Freshwater Research* 58, S. 687–698.
- LFW RP (LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ) (1999): Gewässerstruktur - Untersuchungen zur Analyse und zur Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Mainz.
- LOHSE, G. A. U. W. H. LUCHT (1989): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 12 (1. Supplement-band): 346 S., Krefeld.
- LOHSE, G. A. U. W. H. LUCHT (1992): Die Käfer Mitteleuropas. - Band 13 (2. Supplement-band): 375 S., Krefeld.
- LORENZ, A. (2008): Wiederbesiedlung und potenzielle Strahlwirkung am Beispiel des Makrozoobenthos. In: *Deutscher Rat für Landespflege* (Hrsg.): *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des Dt. Rates f. Landespl. H. 81, S. 63 - 66.
- LORENZ, A., HERING, D., CHRISTIAN, K. U. P. ROLAUFFS (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of Five German stream types. In: *Hydrobiologia* 516 (1-3), 107-127.
- LORENZ, A., JÄHNIG, S. C. U. D. HERING (2009): Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. In: *Environmental Management* 44, S. 745 – 754.
- LORENZ, A.W. U. K. JANUSCHKE (2011): Die Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf die Makrozoobenthos-, Fisch- und Makrophytenbiozönose dreier organischer Tieflandgewässer in NRW. In: *Limnologie aktuell*, Bd. 13, S. 7-21.
- LOUHI, P., MYKRÄ, H., PAAVOLA, R., HUUSKO, A., VEHANEN, T., MÄKI-PETÄYS U. T. MUOTKA (2011): Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. In: *Ecological Applications* Vol. 21, S. 1950-1961.

- LUA (LANDESUMWELTAMT DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung. LUA-Merkblätter Nr. 14. Essen.
- LUA (2004): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Rheingebiet, Teil III, Abflußjahr 2001. Essen.
- LUA (2001a): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer - Gewässerabschnitte und Referenzstrukturen. LUA-Materialien Nr. 29. Essen.
- LUA (2001b): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen - Flusstypen. LUA-Merkblätter Nr. 34. Essen.
- LÜDERITZ, V., LANGHEINRICH, U. U. C. KUNZ (HRSG.) (2009): Flussaltwässer. Vieweg u. Teubner Vlg. Wiesbaden.
- LÜDERITZ, V. U. R. JÜPNER (2009): Renaturierung von Fließgewässern. In: ZERBE, WIEGLEB (HRSG.) (2009): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- MADDOCK, I. (1999): The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. In: *Freshwater Biology* 41, S. 373-391.
- MAGURRAN, A. E. (1988): *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Princeton, Nex Jersey.
- MALAKOFF, D. (2004): Profile - Dave Rosgen: the river doctor. In: *Science* 30, S.; 937-939.
- MALMQUIST, B., RUNDLE, S., BROENMARK, C. U. A. ERLANDSSON (1991): Invertebrate colonization of a new, man-made stream in southern sweden. In: *Freshwater Biology* 26, S. 307-324.
- MALMQUIST, B. U. P.-O. HOFFSTEN (2000): Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. In: *Archiv für Hydrobiologie* 150, S. 29-54.
- MALONEY, K.O. U. D.E. WELLER (2011): Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystem via multiple pathways. In: *Freshwater Biology* (56), S. 611-626.
- MARGGI, W. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelae & Carabidae; Coleoptera) unter besonderer Berücksichtigung der "Roten Liste". In: *Documenta Faunistica Helvetiae* 13, 477 S.
- MARTEL, N., RODRIGUEZ, M.A. U. P. BERUBE (2007): Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos to forestry activities and environmental context. In: *Freshwater Biology* 52, S. 85-97.
- MATTHEWS, J., REEZE, B., FELD, C.K. U. A.J. Hendriks: Lessons from practice: assessing early progress and success in river rehabilitation. In: *Hydrobiologia* 655, S. 1-14.
- MEIER, C. (2008): Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos. Ein multimetrischer gewässertypspezifischer Ansatz. Inaug.-Diss. Universität Essen, Fachbereich Biologie und Geografie.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. U. D. HERING (2006): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. Stand Mai 2006. 110 S. www.fließgewaesserbewertung.de
- MEIER, C., BÖHMER, J., ROLAUFFS, P. U. D. HERING (2006b): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- MILLER, S. W., BUDY, P. U. J.C. SCHMIDT (2010): Quantifying Macroinvertebrate Responses to In-Stream Habitat Restoration: Applications of Meta-Analysis to River Restoration. In: *Restoration Ecology* 18 (1), S. 8-19.

- MOERKE, A.H., GERARD, K.J., LATIMORE, J.A., HELLENTAL, R.A. U. G.A. LAMBERTI (2004): Restoration of an Indiana, USA, stream: bridging the gap between basic and applied lotic ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 647–660.
- MOERKE, A.H. U. G.A. LAMBERTI (2004): Restoring Stream Ecosystems: Lessons from a Midwestern State. In: *Restoration Ecology* 12 (3), S. 327-334.
- MOLNAR, P., BURLANDO, P. U. W. RUF (2002): Integrated catchment assessment of riverine landscape dynamics. In: *Aquatic Sciences* 64, S. 129-140.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*. 3. Auflage. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.
- MÜLLER, W., U. W. SCHILLER (2000): DIE NIRS - DER WANDEL VON DER "LANDESKLOAKE" ZUM Fischgewässer. In: LUA NRW (Hrsg.): *Gewässergütebericht 2000 - Sonderbericht 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung Nordrhein-Westfalen*, S. 225-232. Essen.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004): Adepaga 1: Carabidae (Laufkäfer). In: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A. u. B. Klausnitzer (Hrsg.): *Die Käfer Mitteleuropas Bd. 2*, Spektrum Verlag, Heidelberg.
- MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2005a): Ergebnisbericht Niers, Schwalm und nördliche sonstige Maaszuflüsse; Bearbeitungsgebiet Maas-Deutschland (Nord), Wasserrahmenrichtlinie in NRW - Bestandsaufnahme. Düsseldorf.
- MUNLV (2005b): Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Unterhaltung und zum naturnahen Ausbau von Gewässern - vorläufiger Endbericht. Düsseldorf.
- MUNLV (2005c): *Handbuch Querbauwerke*. Düsseldorf.
- MUNLV (2005d): Leitfaden zur Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern. Düsseldorf.
- MUNLV (2008a): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - Teil C, Vers. 1.0, Entwurf. Beurteilung des Gewässerzustands.
- MUNLV (2008b): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - Teil D.
- MUNLV (2009a): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas - Oberflächengewässer und Grundwasser Teileinzugsgebiet Maas / Maas Nord NRW. Düsseldorf.
- MUNLV (2009b): Bewirtschaftungsplan für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas 2010-2015. Düsseldorf.
- MUNLV (2009c): Maßnahmenprogramm Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- MUNLV (2009d): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - Teil A, Durchführung des Monitorings - Grundlagen, Probenahme, messstellen- und parameterbezogene Bewertung. Düsseldorf.
- MUNLV (2009e): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer - Teil B. Konzeption von Messprogrammen.
- MUNLV (2010): Blaue Richtlinie - Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Ausbau und Unterhaltung. Düsseldorf.
- MUOTKA, T., PAAVOLA, R., HAAPALA, A., NOVIKMEC, M. U. P. LAASONEN (2002): Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biological Conservation* 105: 243–254.
- MUOTKA, T. U. J. SYRJÄNEN (2007): Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. In: *Freshwater Biology* 52; S. 724-737.

- MURL (MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDS NORDRHEIN-WESTFALEN) (1990): Hochwasserschutz und naturnahe Gewässergestaltung. Gewässerauenprogramm. Düsseldorf.
- MURL (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft v. 14.5.1991 - IV B 7 1571/11-30707. Düsseldorf.
- NAKANO, D. U. F. NAKAMURA (2008): The significance of meandering channel morphology on the diversity and abundance of macroinvertebrates in a lowland river in Japan. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 780-798.
- NESEMANN, H. U. E. NEUBERT (1999): Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea.— In: Brauer: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 6: Annelida. 179 pp; Stuttgart.
- NEU, P.J. U. W. TOBIAS (2004): Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera) - The identification of the German Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). In: *Lauterbornia* Heft 51, S. 1- 68, Dinkelscherben. (www.lauterbornia.de)
- NEWSON, M.D. U. A.R.G. LARGE (2006): "Natural" rivers, "hydromorphological quality" and river restoration: al challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. In: *Earth Surface Processes and Landforms* 31, S. 1606-1624.
- NEWSON, M.D. U. C.L. NEWSON (2000): Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. In: *Progress in Physical Geography* 24, S. 195-217.
- NIEDERRHEINISCHE VERSORGUNG UND VERKEHRS AG (NVV) (2009): Masterplan Gewässerverträglichkeit von Niederschlagswassereinleitungen. Mönchengladbach.
- NIEDLING, A. U. H.-W. SCHERLOSKE (1999): Erfassung und multivariate Analyse von Laufkäferzönosen an Rohbodenufern in Franken. In: *Angewandte Carabidologie Supplement I, Laufkäfer in Auen*, S. 115-125.
- NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. (1985): Fließgewässerkunde: Ökologie fließender Gewässer unter besonderer Berücksichtigung wasserbaulicher Eingriffe. 1. Auflage, Frankfurt am Main, Berlin, München.
- NIENHUIS, P.H., BAKKER, J.P., GROOTJANS, A.P., GULATI, R.D. U. V.N. DE JONGE (2002): The state of the art of aquatic and semi-aquatic ecological restoration projects in the Netherlands. In: *Hydrobiologia* 478, S. 219-233.
- NIERSVERBAND (1978): 50 Jahre Niersverband. Viersen.
- NIERSVERBAND (1997): Niersauenkonzept. Viersen.
- NIERSVERBAND (HRSG.) (2002): 75 Jahre Niersverband 1927-2002. Entwicklungen der Niers. Wirken für die Umwelt. Viersen.
- NIERSVERBAND (2005a): Niers 2003/2004 - Bericht über die Beschaffenheit der Niers. Viersen.
- NIERSVERBAND (2005b): Niersauenkonzept - Kurzfassung. Viersen.
- NIERSVERBAND (2006): Jahresbericht 2006. Viersen.
- NIERSVERBAND (2007): Jahresbericht 2007. Viersen.
- NIERSVERBAND (2008a): Niers 2005-2007 - Bericht über die Beschaffenheit der Niers. Viersen.
- NIERSVERBAND (2008b): Jahresbericht 2008. Viersen.
- NIERSVERBAND (2009): Jahresbericht 2009. Viersen.
- NIERSVERBAND (2010): Jahresbericht 2010. Viersen.
- NIERSVERBAND (2011): Daten zum Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet aus den Jahren 2008 bis 2010. Viersen

- NIERSVERBAND (2012): Umsetzungsfahrplan für die Kooperationsgebiete "Untere Niers mit nördliche sonstige Maaszufüsse" und "Mittlere und Obere Niers". Viersen.
- OFENBÖCK, T., MOOG, O., GERRITSEN, J. U. M. BARBOUR (2004): A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. In: *Hydrobiologia* 516, 251-268.
- OGEWV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011). In: BGBl. S. 1429.
- OLTHOFF, T., VOIGT, N., PIPER, W., BROCK, V. U. G. RAHMANN (2009): Auswirkungen der Umstellung auf den Ökologischen Landbau auf Laufkäfer und epigäische Spinnen in Norddeutschland. In: *Ressortforschung für den ökologischen Landbau 2009*, S. 49-63.
- PAETZOLD, A., SCHUBERT, C.J. U. K. TOCKNER (2005): Aquatic-terrestrial linkages along a braided river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. In: *Ecosystems* 8, S. 748-759.
- PAETZOLD, A., YOSHIMURA, C. U. K. TOCKNER (2008): Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. In: *Journal of Applied Ecology* 45, S. 894-903.
- PALMER, M., SWAN, C., NELSON, K., SILVER, P. U. R. ALVESTAD (2000): Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. In: *Landscape Ecology* 15, 563-576.
- PALMER, M.A., BERNHARDT, E.S., ALLAN, J.D., LAKE, P.S., ALEXANDER, G., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C.N., FOLLSTAD, SHAH J., GALAT, D.L., LOSS, S.G., GOODWIN, P., HART, D.D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KONDOLF, G.M., LAVE, R., MEYER, J.L., O'DONNELL, T.K., PAGANO, L. U. E. SUDDUTH (2005): Standards for ecologically successful river restoration. In: *Journal of Applied Ecology* 42, S. 208-217.
- PALMER, M.A., MENNINGER, H.L. U. E. BERNHARDT (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? In: *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1), S. 205-222.
- PANDER, J. U. J. GEIST (2013): Ecological indicators for stream restoration success. In: *Ecological Indicators* 30, S. 106-118.
- PARDO, I. U. P.D. ARMITAGE (1997): Species assemblages as descriptors of mesohabitats. In: *Hydrobiologia* 344: 111–128.
- PATT, H., JÜRGING, P. U. W. KRAUS (2004): Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. 2. Auflage, Springer Vlg., Berlin, Heidelberg.
- PAULS, S. (2004): Ergänzungen zu Reynoldson & Young (2000). In: Haase, P. u. A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Unveröff. Gutachten im Auftrag der Länderearbeitsgemeinschaft Wasser.
- PEARCE, J.L., VENIER, L.A., ECCLES, G., PEDLAR, J. U. D. MCKENNEY (2004): Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. In: *Biodiv. Conserv.* 13, S. 1305-1334.
- PETER A. (2006): Rehabilitation – to what extent, and why? In: *Eawag News* 61, S. 4–8.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). – Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung – Sonderheft 8, TU Berlin.
- PLACHTER, H. U. M. REICH (1998): The significance of disturbance for populations and ecosystems in natural floodplains. In: *Proceedings of the international symposium on river restoration*, S. 29-38. Tokyo.
- PLATNICK, N. (2000-2008): The World Spider Catalog, Version 9.0. (<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>).

- POTTGIESSER, T. U. M. REHFELD-KLEIN (2011): Gewässerentwicklungskonzept für ein urbanes Gewässer zur Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie - das Pilotprojekt Panke in Berlin. In: *Limnologie Aktuell*, Bd. 13, S. 59-81.
- POTTGIEßER, T. U. M. SOMMERHÄUSER (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano, W., Wilken, R.-D. u. H. Klapper (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- POTTGIEßER, T. U. M. SOMMERHÄUSER (2008a): Aktualisierung der Streckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A). UBA-Projekt, Förderkennzeichen 36015007. www.wasserblick.net.
- POTTGIESSER, T. U. M. SOMMERHÄUSER (2008b): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang. In: <http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/?lang=de> (10.01.2012)
- PRETTY, J.L., HARRISON, S.S.C., SHEPHERD, D.J., SMITH, C., HILDREW, A.G. u. R.D. HEY (2003): River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. In: *Journal of Applied Ecology* 40: 251–265.
- RABENI, C.F. (2000): Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. In: *Hydrobiologia* 422/423, 245-256.
- RABENI, C.F. u. G.W. MINSHALL (1977): Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. In: *Oikos* 29 (1), S. 33-43.
- RAINIO, J. u. J. NIEMELÄ (2003): Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. In: *Biodiversity and Conservation* 12, S. 487-506.
- RATHS, U. u. U. RIECKEN (1999): Laufkäfer im Drachenfelder Ländchen. Raumeinbindung und Biotopnutzung sowie Aspekte zur Methodenoptimierung und Landschaftsentwicklung. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft, Teil III. In: *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 59, 156 S.
- REBHAN, H. (2002): Zur Rolle der Laufkäfer bei Erfolgskontrollen und Untersuchungen zum Flächenschutz in Bayern. In: *Angewandte Carabidologie* 4/5, S. 41-47.
- REMY, D. (2009): Lebensraum Altwasser im Initial-, Optimal- und Terminalstadium. In: Lüderitz, V., Langheinrich, U. u. C. Kunz (Hrsg.) (2009): *Flussaltwässer - Ökologie und Sanierung*. Vieweg +Teubner, Wiesbaden.
- REUSCH, H. (2006): Biologische Begleituntersuchungen bei Renaturierungsmaßnahmen - fachliche Anforderungen am Beispiel der aquatischen Wirbellosenfauna. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2006 - Beiträge zum Fließgewässerschutz II - Renaturierungsmaßnahmen und Erfolgskontrollen, S.145 - 148.
- REYNOLDSON, T.B. u. J.O. YOUNG (2000): A Key to the Freshwater Triclad of Britain and Ireland with Notes on Their Ecology. *Freshwater Biological Association Scientific Publication* 58, S. 1-72.
- RIECKEN, U. u. E. SCHRÖDER (2002): Monitoring und Erfolgskontrolle im Naturschutz – Eine Einführung unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer. In: *Angewandte Carabidologie* 4/5, S. 49- 61.
- ROBERTS, M. J. (1997): *Spinnen Gids*. - Tirion, Baar.
- ROHDE, S., KIENAST, F. u. M. BÜRGI (2004): Assessing the restoration success of river widenings: a landscape approach. In: *Environmental Management* Vol. 34 (4), S. 574-589.
- ROLAUFFS, P., MEIER, C., HERING, D., BÖHMER, J., SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C. u. U. MITSCHKE (2010): Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht zum UBA-Projekt FKZ 3707 28 201.

- ROLAUFFS, P., HERING, D., DÖBBELT-GRÜNE, S., KOENZEN, U., HARTMANN, C. U. C. ZINS (2012): Entwicklung und Erprobung eines Konzeptes zur Ableitung des guten ökologischen Potentials zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer. Abschlussbericht im Auftrag des LANUV NRW. Essen/Hilden.
- RONI, P., HANSON, K., BEECHIE, T., PESS, G., POLLOCK, M. U. D.M. BARTLEY (2005): Habitat Rehabilitation for Inland Fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. FAO Fisheries Technical Paper, No. 484. FAO, Rome, pp. 116.
- RONI, P., HANSON, K., U. T. BEECHIE (2008): Global review of the physical and biological effectiveness of stream rehabilitation techniques. In: North Am. J. Fish. Manage. 28(3), S. 856-890.
- ROY, A.H., ROSEMOND, A.D., PAUL, M.J., LEIGH, D.S. U. J.B. WALLACE (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). In: Freshwater Biology 48: 329–346.
- SADLER, J.P., BELL, D. U. A. FOWLES (2004): The hydroecological controls and conservation value of beetles on exposed riverine sediments in England and Wales. In: Biological Conservation 118, S. 41-56.
- SANDERSON, R.A., EYRE, M.D. U. S.P. RUSHTON (2005): The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition. Freshwater Biology 50, S. 221-231.
- SANDIN, L. (2003): Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. Ecography 26, S. 269-282.
- SAVAGE, A. A. (1989): Adults of British aquatic Hemiptera: A key with ecological notes.- Freshwater Biological Assoziation, Scientific Publication 50: 1-173, Ambleside.
- SCHADE, U. (2008): Monitoring zur Erfolgskontrolle von Revitalisierungsprojekten an Fließgewässern – Konzeptentwicklung und Implementierung am Beispiel von Brend und Ulster im Biosphärenreservat Rhön. Karlsruher Bericht zur Geographie und Geoökologie (KBzGG) des Instituts für Geographie und Geoökologie der Universität Karlsruhe 20 – Diplomarbeit mit Handbuch.
- SCHAEFER, M. (2000): Brohmer. Fauna von Deutschland.- 791 S., Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- SCHARDT, M., BURGER, F. U. T. BLICK (2007): Spinnen reagieren sensibel. Artenvielfalt von Energiewäldern und Ackerland im ökologischen Vergleich. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg): Holz - Energie aus dem Wald. LWF aktuell 61, S. 30-32.
- SCHATTMANN, A. (1996): Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und Makrozoobenthon - untersucht an Nebenbächen der mittleren und unteren Ahr. Diplomarbeit Geogr. Institut d. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Universität. Bonn.
- SCHATTMANN, A. (2008): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5). Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, S. 86-92.
- SCHATTMANN, A. (2011): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss – Reaktion von Hydromorphologie und Makrozoobenthos. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), S. 345-349. Hardeggen.
- SCHATTMANN, A. (2012): Renaturierung der Niers und ihre ökologische Wirksamkeit - Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna. In: Natur in NRW 1/2012, S. 24-26.
- SCHMEDTJE, U. U. F. KOHMANN (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). - Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/88 Loseblattsammlung; München.

- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag Jena & Stuttgart: 504 S.
- SCHÜLE, P. U. H. TERLUTTER (1998): Rote Liste der gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae) in Nordrhein-Westfalen. *Angewandte Carabidologie* 1, S. 51-62.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1975): Ökologie der Tiere. Band 3, Synökologie. 451 S., Parey-Verlag, Hamburg, Berlin.
- SEAR, D.A., BRIGGS, A. U. A. BROOKES (1998): A preliminary analysis of the morphological adjustment 'within and downstream of a lowland river subject to river restoration. In: *Aquatic 'Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 167-183.
- SEMLAU, M., JUNGHARDT, S. U. M. SOMMERHÄUSER (2011): Die Erfolgskontrolle renaturierter Schmutzwasserläufe - Monitoringkonzept, Erfahrungen und Messergebnisse aus dem Emscher- und Lippegebiet. In: *Limnologie aktuell* Bd. 13, S. 83-101.
- SHANNON, C.E. U. W. WEAVER (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois: The University of Illinois Press.
- SHIELDS, F.D., C.M. COOPER, KNIGHT, S.S. U. M.T. MOORE (2003): Stream corridor restoration research: a long and winding road. In: *Ecological Engineering* 20, 441-454.
- SKINNER, K., SHIELDS, JR., F.D. U. S. HARRISON (2008): Measures of Success: Uncertainty and Defining the Outcomes of River Restoration Schemes. In: Darby, S. u. D. Sear (Hrsg.) (2008): *River Restoration – Managing the Uncertainty in Restoring Physical Habitat*. West Sussex.
- SOMMERHÄUSER, M. U. H. SCHUHMACHER (2003): *Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands - Typologie, Bewertung, Management. Atlas für die limnologischen Praxis*. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- SOMMERHÄUSER, M. U. R. HURCK (2008): Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich - Trittsteine und Strahlwirkung im Emschergebiet. In: *Deutscher Rat für Landespflege* (Hrsg.): *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des Dt. Rates f. Landespl. H. 81, S. 101 - 105.
- SPONSELLER, R.A., BENFIELD, E.F. U. H.M. VALETT (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. In: *Freshwater Biology* 46 (10), S. 1409–1424.
- STAATLICHES UMWELTAMT KREFELD (2006): *Daten zum Makrozoobenthos im Nierseinzugsgebiet aus den Jahren 2000-2003*. Krefeld.
- STAMMER, H. (1949): Die Bedeutung der Äthylenglycolfallen für tierökologische und phänologische Untersuchungen. In: *Verh. Deutsch. Zool. Ges. Kiel* 1948, 387-391.
- STATSOFT, INC. (2002): *STATISTICA for Windows (Software-System for Data Analysis) Version 6.1*. www.statsoft.com.
- STATZNER, B. (1989): Fließwasserökologie aus Sicht der Tierwelt. In: *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege* 58: 761-763.
- STEFFAN, A.W. (1965): Zur Statik und Dynamik im Ökosystem Fließgewässer und zu den Möglichkeiten ihrer Klassifizierung. In: Tüxen, R. (Hrsg.), *Biosoziologie*, S. 65-110. Den Haag.
- STEGMANN, P. (2004): Zweijährige Laufkäferuntersuchungen an alten und neuen Stillgewässern in der Niederung des Fehntjer Tiefs (Landkreise Leer und Aurich). In: *Angewandte Carabidologie* 6, S. 55-69.
- STEGNER, J. (2001): Laufkäfer in Erlenwäldern und ihre Eignung als Zielarten. In: *Angewandte Carabidologie Supplement II Laufkäfer im Wald*, S. 33-50.

- STEIGER, J., TABACCHI, E., DUFOUR, S., CORENBLIT, D. U. J.L. PEIRY (2005): Hydrogeomorphic processes affecting riparian habitat within alluvial channel-floodplain river systems: a review for the temperate zone. In: *River Research and Applications* 21, S. 719–737.
- STEINBERGER, K.-H. (2004): Die Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) der Etsch-Auen in Südtirol (Italien). In: *Gredleriana* 4, S. 55-92.
- STUDEMANN, D., LANDOLT, P., SARTORI, M., HEFTI, D. U. I. TOMKA (1992): Ephemeroptera – Insecta. *Helvetica Fauna* 9, 175 pp.
- SUNDERMANN, A. U. S. LOHSE (2004): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. - In: Haase, P. u. A. Sundermann (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. <http://www.fliesssgewaesserbewertung.de>
- SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HEIGL, E., HERING, D., JEDICKE, E., LORENZ, A. U. P. HAASE (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. DBU-Projekt 25032-33/2, unveröfftl. Abschlussbericht. Gelnhausen.
- SUNDERMANN, A., STOLL, S. U. P. HAASE (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. In: *Ecological Applications* Vol. 21 (6), S. 1962-1971.
- SUREN, A.M. U. S. MCMURTRIE (2005): Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities. In: *River Research and Applications* 21, S. 439–453.
- THOMSON, J.R., TAYLOR, M.P., FRYIRS, K.A. U. G.J. BRIERLEY (2001): A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, S. 373–389.
- THORNE, C.R., HEY, R.D. U. M.D. NEWSON (1997): Applied fluvial geomorphology for river engineering and management. John Wiley and Sons, Chichester. 376 S.
- TITTIZER, T. U. A. SCHLEUTER (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme - Erläutert am Beispiel einer Bestandsaufnahme am Main. In: *DGM* 30, S. 147-149.
- TOCKNER, K., UEHLINGER, U., ROBINSON, C.T., TONOLLA, D., SIBER, R. U. F.D. PETER (2009): Introduction to European Rivers. In: Tockner, K., Uehlinger, U. und C. T. Robinson (Hrsg.): *Rivers of Europe*. First Edition 2009. Elsevier, London, Burlington, San Diego.
- TOLKAMP, H.H. (1980): Organism-substrate relationships in lowland streams. In: *Agric. Res. Rep.* (Versl. Landbouwk. Onderz.) 907, Wageningen.
- TOWNSEND, C.R., DOLEDEC, S., NORRIS, R., PEACOCK, K. U. C. ARBUCKLE (2003): The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. In: *Freshwater Biology* 48: 768–785.
- TRAUTNER, J. U. K. GEIGENMÜLLER (1987): Sandlaufkäfer, Laufkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas. Margraf Publisher GmbH. 488 S.
- TRAUTNER, J. U. M.-A. FRITZE (1999): Laufkäfer - Beitrag zum Handbuch landschaftsökologischer Leistungen der Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands e.V. (VUBD).
- TRETZEL, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. In: *Zool. Anz.* 155, S. 276-287.
- TULLOS, D.D., PENROSE, D.L., JENNINGS, G.D. U. W.G. COPE (2009): Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. In: *Journal of the North American Benthological Society* 28 (1), S. 80-92.

- UBA (UMWELTBUNDESAMT, HRSG.) (2008): Ökologische Effektivität hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern. UBA-Texte 21/08.
- UNDERWOOD, A.J (1994): Spatial and temporal problems with monitoring. In: Calow, P. u. G.E. Petts (Hrsg.): The Rivers handbook. Hydrological an ecological principles, Volume 2. Blackwell, Oxford. S. 101-123.
- VELASQUEZ, S.M. U. M.L. MISERENDINO (2003): Habitat type and macroinvertebrate assemblages in low order Patagonian streams. In: Archiv f. Hydrobiol. 158 (4), S. 461-483.
- VERDONSCHOT, P.F.M. U. R.C. NIJBOER (2002): A decision support system for stream restoration in the Netherlands. An overview of restoration projects and future needs. In: Hydrobiologia 478: 131–148.
- VÖLKER, J. (2008): Abhängigkeit der Besiedlung benthischer Invertebraten von Hydromorphologie und Saprobie in silikatischen Mittelgebirgsbächen. Dissertation Universität Dresden.
- VÖLKER, J. U. D. BORCHARDT (2007a): Hydromorphologische Bedingungen und deren Wechselwirkungen mit der Makrozoobenthosbesiedlung. Abschlussbericht im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG).
- VÖLKER, J. U. D. BORCHARDT (2007b): Hängt die Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften in Fließgewässern von der Strukturgüte ab? DGL-Tagungsbericht 2006 (Dresden), S. 383-388.
- VON KEITZ, S. U. M. SCHMALHOLZ (HRSG.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Berlin.
- VON KEITZ, S. U. R. A. KRAEMER (2002): Optimierung der kommunalen und industriellen Abwasserbehandlung. In: von Keitz, S. u. M. Schmalholz (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin.
- VON TÜMLING, W. U. G. FRIEDRICH (1999): Biologische Gewässeruntersuchung - Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung Bd. 2. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- WACHS, B. (1968): Die Bodenfauna der Fließgewässer in Beziehung zu den bedeutendsten Substrattypen. In: Zeitschr. f. Wasser- und Abwasserforschung 1 (4), S. 124-134.
- WAGNER, F. U. J. ARLE (2008): Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur - Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung. In: Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des Dt. Rates f. Landespl. H. 81, S. 123 - 127.
- WALLACE, I.D., WALLACE, B. U. G.N. PHILIPSON (1990): A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. In: Scientific publication – Freshwater Biological Association, 237 pp.
- WARD, J.V., TOCKNER, K., UEHLINGER, U. U. F. MALARD (2001): Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. Regulated Rivers: Research & Management 17: 311–23.
- WARINGER, J. U. W. GRAF (1997, inkl. der Ergänzungen 2000, 2004): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. - 286 S., Wien.
- WEIGEL, B.M., WANG, L., RASMUSSEN, P.W., BUTCHER, J.T., STEWART, P.M., SIMON, T.P. U. M.J. WILEY (2003): Relative influence of variables at multiple spatial scales on stream macroinvertebrates in the Northern Lakes and Forest ecoregion, U.S.A. In: Freshwater Biology 48, S. 1440-1461.
- WISE, D.H. (1993): Spiders in ecological webs. Cambridge University Press. Cambridge.
- WOHL, E., ANGERMEIER, P.L., BLEDSOE, B., KONDOLF, G.M., MACDONNELL, L., MERRITT, D.M., PALMER, M.A., POFF, N.L. U. D. TARBOTON (2005): River restoration. In: Water Resources Research 41, W10301.

- WOLFERT, H.P. (2001): Geomorphological Change and River Rehabilitation. Case Studies on Lowland Fluvial Systems in the Netherlands. In: Alterra Scientific Contributions 6, 200 S.
- WOOD, P. J. U. P. D. ARMITAGE (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. In: Environmental Management 21, S. 203-217.
- WOOLSEY, S., C. WEBER, T. GONSER, E. HOEHN, M. HOSTMANN, B. JUNKER, C. ROULIER, S. SCHWEIZER, S. TIEGS, K. TOCKNER & A. PETER (2005): Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 S.
- WOOLSEY, S., CAPELLI, F., GONSER, T., HOEHN, E., HOSTMANN, M., JUNKER, B., PAETZOLD, A., ROULIER, C., SCHWEIZER, S., TIEGS, S.D., TOCKNER, K., WEBER, C.U. A. PETER (2007): A strategy to assess river restoration success. In: Freshwater Biology (52), S. 752-769.

13 ANHANG

Die Anhänge sind auf der beigefügten CD enthalten.

Anhang 3.1	Chemisch-physikalische Daten für die Obere, Mittlere und Untere Niers sowie der Messstellen Wachtendonk und Schloss Haag aus den Jahren 2005-2007
Anhang 3.2	Saprobienindices an den Messstellen ober- und unterhalb der untersuchten Abschnitte in den Jahren 2005-2007
Anhang 3.3	Chemisch-physikalische Daten aus eigenen Erhebungen (24.05.2006, 26.10.2007)
Anhang 4.1	Angaben zu den Fallenstandorten der Uferfauna
Anhang 5.1	Ergebnisse der hydromorphologischen Erhebungen
Anhang 5.2	Ergebnisse aus den aquatischen Messpunktaufnahmen
Anhang 5.3	Substratverteilungen aus den Punktaufnahmen Verteilungen der Wassertiefen aus den Punktaufnahmen Verteilungen der Fließgeschwindigkeiten aus den Punktaufnahmen
Anhang 5.4	Substratzusammensetzung gemäß Leitbild Typ 12
Anhang 5.5	Verteilung Fließgeschwindigkeiten/Wassertiefen im Vergleich zum Leitbild
Anhang 5.6	Box-Whisker-Plots zu hydromorphologischen Metrics
Anhang 6.1	Einzeltaxalisten Makrozoobenthos
Anhang 6.2	Übersicht über die Anzahl der Einzelproben in den Abschnitten
Anhang 6.3	Metricausprägungen der Einzelproben
Anhang 6.4	Taxalisten und Ergebnisse der PERLODES-Bewertung
Anhang 6.5	Ähnlichkeiten der Makrozoobenthosaufnahmen aus Mai und Juli
Anhang 6.6	Taxalisten Makrozoobenthos Stillgewässer
Anhang 6.7	Box-Whisker-Plots zu ausgewählten Taxa und Metrics auf Basis aller Substrate
Anhang 6.8	Box-Whisker-Plots zu ausgewählten Taxa und Metrics auf Basis gemeinsamer Substrate
Anhang 7.1	Box-Whisker-Plots zu Taxazahlen, Abundanzen, Evenness im Substratvergleich
Anhang 7.2	Box-Whisker-Plots zu ausgewählten Taxa und Metrics in den Substraten
Anhang 7.3	Box-Whisker-Plots zu ausgewählten Taxa und Metrics in den Substraten im Abschnittvergleich
Anhang 8.1	Artenlisten Laufkäfer
Anhang 8.2	Artenlisten Spinnen
Anhang 8.3	Metricausprägungen der Einzelproben der Fallenstandorte
Anhang 8.4	Box-Whisker-Plots zu Metrics der Laufkäfer
Anhang 8.5	Box-Whisker-Plots zu Metrics der Spinnen

Anhang 9.1	Makrozoobenthosdaten aus dem Nierseinzugsgebiet
Anhang 9.2	Wertgebende Taxa im Einzugsgebiet mit potenziellem Vorkommen in Geldern-Pont
Anhang 9.3	Kartografische Darstellung von Gütezeigern des Typs 12 im Einzugsgebiet
Anhang 9.4	Kartografische Darstellung von Gütezeigern des Typs 15/17 im Einzugsgebiet
Anhang 9.5	Kartografische Darstellung von EPT-Taxa im Einzugsgebiet
Anhang 9.6	Beispielberechnungen nach PERLODES bei Vorkommen weiterer wertgebender Taxa

Lebenslauf Andreas Schattmann

Der Lebenslauf ist in der Online-Version aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 8 der Promotionsordnung der Math.-Nat.-Fachbereiche zur Erlangung der Dr. rer. nat., dass ich das Arbeitsgebiet, dem das Thema "Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss – Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna" zuzuordnen ist, in Forschung und Lehre vertrete und den Antrag von Herrn Andreas Schattmann befürworte.

Essen, den _____

Unterschrift eines Mitglieds der Universität Duisburg-Essen

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 6 der Promotionsordnung der Math.-Nat.-Fachbereiche zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich die vorliegende Dissertation selbständig verfasst und mich keiner anderen als der angegebenen Hilfsmittel bedient habe.

Essen, den _____

Unterschrift des Doktoranden

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, gem. § 6 Abs. 2, Nr. 7 der Promotionsordnung der Math.-Nat.-Fachbereiche zur Erlangung des Dr. rer. nat., dass ich keine anderen Promotionen bzw. Promotionsversuche in der Vergangenheit durchgeführt habe und dass diese Arbeit von keiner anderen Fakultät abgelehnt worden ist.

Essen, den _____

Unterschrift des Doktoranden